

Critérios para a gestão sustentável das populações  
de rola-brava [*Streptopelia turtur* (L.)] em Portugal.  
Padrões de abundância, reprodução e pressão  
cinegética

SUSANA MARIA DE ABREU DIAS

ORIENTADOR: Prof. Doutor Francisco Manuel Cardoso de Castro Rego

CO-ORIENTADOR: Prof. Doutor António Paulo Fontoura de Magalhães

TESE APRESENTADA PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM ENGENHARIA  
FLORESTAL E DOS RECURSOS NATURAIS

2016

Critérios para a gestão sustentável das populações de rola-brava [*Streptopelia turtur* (L.)] em Portugal. Padrões de abundância, reprodução e pressão cinegética

SUSANA MARIA DE ABREU DIAS

**Orientador:** Prof. Doutor Francisco Manuel Cardoso de Castro Rego

**Co-orientador:** Prof. Doutor António Paulo Fontoura de Magalhães

TESE APRESENTADA PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM ENGENHARIA  
FLORESTAL E DOS RECURSOS NATURAIS

**JURI:**

**Presidente:** Doutora Maria Margarida Branco de Brito Tavares Tomé  
Professora Catedrática  
Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa.

**Vogais:** Doutor Carlos Manuel Martins Santos Fonseca  
Professor Associado com Agregação  
Universidade de Aveiro

Doutor Francisco Manuel Cardoso de Castro Rego  
Professor Associado com Agregação  
Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa;

Doutor António Manuel Dorotêa Fabião  
Professor Associado com Agregação  
Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa;

Doutor Miguel Nuno do Sacramento Monteiro Bugalho  
Investigador Principal  
Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa

Doutor João Eduardo Morais Gomes Rabaça  
Professor Auxiliar  
Escola de Ciências e Tecnologia, Universidade de Évora.

2016



## AGRADECIMENTOS

Tal como S. Tomás de Aquino, acredito que a forma mais profunda de agradecer é retribuir e por isso esta tese é de todos os que me acompanharam ao longo destes anos em que as rolas fizeram parte da minha vida. E como foram muitos, ficam expressos nestas páginas os agradecimentos aos que de mais perto influenciaram esta caminhada.

E tudo começou num almoço de verão em que se degustava o tema da rarefacção das peças de caça:

- E afinal da rola-brava.. Tanto se fala e pouco se sabe sobre ela por estas paragens - concluiu-se.

- Hum...Migradora, cinegética e com estatuto de protecção... ora aí está um desafio interessante! – sussurrei.

- Ó Susanita, se lhe quiser pegar, o Algarve é um bom ponto de partida. Conheço umas pessoas que podem ajudar...

Obrigada Eng.º João Bugalho por me iniciado nesta aventura! Os contactos, as viagens, tertúlias e imagens que partilhou foram altamente motivadores e ajudaram-me a ver as nuances necessárias a uma melhor gestão dos recursos cinegéticos.

Os meus orientadores abraçaram esta ideia desde o início e facilitaram a sua concretização, com exigência, espírito crítico e flexibilidade. Beneficiei da experiência e entusiasmo de ambos por assuntos complementares: com o prof. Paulo Fontoura debati a biologia e ecologia da espécie, a recolha de dados biológicos e formas de recuperar o conhecimento sobre rolas perdido nas névoas do Mindelo; o prof. Francisco Rego ajudou-me a conhecer o território florestal onde a rola voa e impulsionou-me o voo noutros territórios temáticos sem me deixar perder o rumo ao tema da tese. Sempre demonstraram disponibilidade para me escutar, uns dias mais entusiasmada e outros mais tristonha... “ se eu puder ajudar...” foi muito agradável de ouvir. Ao prof. Paulo Fontoura e ao Prof. Francisco Rego o meu obrigada, de coração!

O desenvolvimento deste estudo contou com o apoio da Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) através do financiamento das bolsas dos programas CIENCIA (BD/2360/92-RN) e PRAXIS XXI (BD/5616/95) e do projecto POCTI BSE/41067/2001 “Geographical variation in turtle dove [*Streptopelia turtur* (L.)] abundance and breeding biology. Implications for game management (2002-05).

O apoio de outras entidades, nomeadamente as ligadas à gestão da caça e à conservação da natureza também se revelou fundamental. Mas as instituições são feitas de pessoas e por isso agradeço:

À equipa das aves migradoras da então DGRF, Eng.º Mário Cordeiro e Eng.º Jorge Tavares, por me terem envolvido nas actividades do programa de monitorização da rola-comum (CRC), cujos dados tive oportunidade de analisar na tese; agradeço-lhes também a possibilidade de testar no Algarve os ensinamentos transmitidos pelo Sr. António Jesus Pereira, o último dos roleiros do Mindelo, orgulhoso mestre na arte de capturar rolas com redes;

Ao Eng.º Alberto Cavaco da antiga DGF, pelo interesse demonstrado no potencial deste estudo, pelo apoio na divulgação dos seus resultados dentro e fora do país;

À Ana Hora e colegas do actual ICNF, que após autorização superior facultaram o acesso às estatísticas anuais de caça usadas nesta tese;

Ao Sr. António, da quinta do Freixo, às restantes equipas de guardas florestais e de vigilantes e guardas da natureza (DGRF, ICN, ICNF..), pelo apoio durante o trabalho de campo; muitas vezes foi útil ter alguém do meu lado a desbravar caminho, no terreno e nas conversas;

Algum do trabalho desenvolvido no Alentejo resultou de um protocolo estabelecido entre o Instituto Superior de Agronomia e o ICN: “Monitorização das populações de rola (*Streptopelia turtur*) no Parque Natural do Vale do Guadiana” (1998/2000). À Ana Zúquete, ao Pedro Rocha, Pedro Colaço, Gisela, Gloria, Carlo Carrapato e demais equipa do PNVG, agradeço a colaboração no contacto com os agentes locais, a hospitalidade, a recolha de dados, antes e durante as caçadas, tudo sempre feito com óptimo espírito de equipa, com um sorriso fresco, mesmo quando o calor apertava.

À Sociedade para o Estudo das Aves, SPEA na pessoa do Domingos Leitão agradeço a disponibilização das tendências nacionais da população de rola-brava estimadas no âmbito do projecto CAC que foram usadas para contextualizar outros resultados da tese.

Ao Carlos Pimenta do Laboratório de Arqueociências, LARC, agradeço as informações sobre a presença de rola-brava em contexto arqueológico;

Fica aqui também o meu agradecimento aos amigos de organizações estrangeiras ligadas à gestão dos recursos silvestres:

Paul-Havet, de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS), je vous remercie de me donner l'occasion de visiter les travaux en cours sur les tourterelles dans l'Ouest de France. Merci pour l'esprit de camaraderie et d'encouragement au fil des ans.

Jean-Marie Boutin (CNERA avifaune migratrice de l'ONCFS) je vous remercie de me accueillir à la Station de Chizé, la bonne humeur lors de visites sur le terrain, les repas en famille, les incitations à mon travail et de l'amitié qui reste malgré la distance...

Hervé Lormée (CNRA avifaune migratrice, ONCFS) et Sâad Hanane (Centre national de la Recherche Forestière, Maroc), merci pour le partage de littérature et des idées de coopération en projets sur la Tourterelle des bois.

Nicholas Aebischer from the Game and Wildlife Conservation Trust, UK, thank you for your suggestions and valuable insights regarding some of the statistical approaches used in this thesis.

Todo este trabalho não poderia ter sido feito sem a participação dos inúmeros caçadores, proprietários e gestores de caça, um pouco por todo o país. Com quem me cruzei nas 26 zonas de caça onde os dados foram recolhidos, agradeço as histórias das caçadas, os truques para o sucesso, a doação do produto da caçada à ciência, a curiosidade e a partilha das suas motivações, frustrações e petiscos.

Um agradecimento especial á família Cabral Silva, proprietários da Quinta do Freixo, Algarve, onde tudo começou. Desde o primeiro dia e durante vários anos pude contar com a sua hospitalidade e simpatia: abriram-me as portas da sua e de outras zonas de caça e alimentaram com iguarias o meu gosto pela serra algarvia; mimaram-me com chá e bolachas caseiras após um dia intenso de campo. Gostaria de pensar que de alguma forma o meu trabalho correspondeu ao interesse que por ele demonstraram desde o início....

Grande parte desta tese foi desenvolvida enquanto trabalhava no Centro de Ecologia Aplicada “Prof. Baeta Neves” (CEABN, ISA), onde pude contar com o apoio e alento dos meus colegas e amigos. Agradeço a todos, e em particular:

Ao Filipe Catry por me ter iniciado nos mistérios do SIG e por estar sempre disponível para me auxiliar sempre que os mistérios se tornavam demasiado densos...

Ao Pedro Vaz, pela pesquisa da rola na toponímia portuguesa, de bibliografia difícil de encontrar e pelas dicas no manuseamento de grandes bases de dados e nas funcionalidades informáticas;

Aos meus orientandos, cujo trabalho e desafios foram uma mais-valia para esta tese: com a Mariana Carvalho e os columbídeos da Guiné aperfeiçoámos várias abordagens e técnicas, que se tornaram muito úteis ao longo deste estudo; o João Valente foi imprescindível para a compilação e tratamento dos dados do programa CRC da DGF e para me acompanhar na recolha de dados das caçadas em Vila Verde de Ficalho.. A ambos, muito obrigada.

Aos membros do CEABN, da Erena e do ICETA com quem trabalhei no projecto POCTI da FCT, Mariana Carvalho, Francisco Moreira, Vanessa Oliveira, Miguel Rodrigues, Luís

Reino, Luís Gordinho, David Gonçalves, Pedro Rocha, Ana Delgado, Rui Morgado, Pedro Beja, Francisco Rego (para citar os mais constantes), agradeço a camaradagem, a disponibilização de dados e o incentivo para que os resultados vissem a luz do dia.

Nesta longa jornada não posso esquecer os amigos que, não tendo nada a ver com o tema, não se inibiram de “meter as mãos na massa” para me ajudarem ultrapassar os percalços do caminho, tornar os dias mais luminosos e acreditar em cada passo. Fica expressa a minha dívida de gratidão:

Ao Mário Baptista, pelas boleias para o Algarve no arranque deste estudo, pelos risos de pó e pela paciência entre uns e outros;

Ao José Viegas, anotador diligente das minhas observações, porta-estandarte de antena em riste em busca da melhor triangulação de rola-brava, guia incansável na noite do sotavento algarvio;

Ao Chris, Pedro Brito, António Mira, Isabel Luísa pela ajuda na recolha de dados durante as caçadas do Algarve;

À Manel e ao seu pai, por me proporcionarem amostras das caçadas em Froias, Alter do Chão;

À Ana Isabel Queiroz, que me revelou a obra do Aquilino Ribeiro através das suas rolas e me mostrou que os romances podem ser lidos de muitas formas;

Ao Lino Costa e à Nucha pelo “desencravanço” em algumas fases da tese, que incluiu a revisão crítica de manuscritos e o estímulo para ultrapassar o drama da folha em branco...

À Bé ao Pedro Vaz, pelas noites em claro e por toda a paciência necessária para me aturar nos últimos dias da escrita, da formatação e da impressão!

Na revisão final do documento tive o apoio da Isabel Luisa e do Paulo: no vosso “Castelo”, o vosso carinho, persistência e método tornaram as sessões de “*turtura*” com inexistências bibliográficas, vírgulas e paginações muito amenas!

Finalmente, dedico esta tese ao Sr. Murta Neves, entusiasta pela natureza, que muito me ensinou sobre a criação de “espécies columbinas” e que trazia as rolinhas no coração.

A última palavra vai para os meus pais, Elisa e Isidro, que por me trazerem no coração, levam-me a voar com a certeza de ter um ninho onde posso sempre voltar... Obrigada!

## RESUMO

A rola-brava [*Streptopelia turtur* (Linnaeus, 1758)] é o único columbiforme migrador transaariano que nidifica na região do Paleártico ocidental onde a sua distribuição estival se estende por mais de sete milhões de quilómetros quadrados. A conservação desta espécie constitui um constante desafio devido às escalas espaciais em causa e à interacção de múltiplos factores. A exploração sustentável destes recursos animais é central para muita da actual política de conservação devendo basear-se num conhecimento sólido do contexto biológico, social e económico. No entanto, para o caso de um migrador obrigatório de longo curso como *S. turtur*, persistem em aberto inúmeras questões básicas da sua demografia e ecologia e da pressão cinegética a que está sujeito, questões que dificultam a tomada de decisões. Estas lacunas assumem particular ênfase nos países com responsabilidades quer na manutenção das populações reprodutoras quer na conectividade migratória da espécie

Esta tese focou-se no estudo dos padrões de abundância, reprodução e de pressão cinegética para identificar critérios de suporte à gestão das populações de rola-brava em Portugal. Especificamente:

- 1) Caracterizou-se a evolução espacial e temporal dos padrões de distribuição e abundância da população nidificante de *S. turtur* em Portugal continental e desenvolveram-se modelos explicativos que relacionaram esses padrões com variáveis de uso do solo;
- 2) Caracterizou-se a componente espacial e temporal do nicho reprodutor assim como a variação geográfica na biologia e cronologia reprodutora da espécie;
- 3) Identificaram-se diferenças na expressão dos parâmetros demográficos, morfo-fisiológicos e de actividade reprodutora durante o período cinegético;
- 4) Identificaram-se padrões espaço-temporais do esforço de caça e do seu impacto nas populações nidificantes.

Por último, construiu-se um modelo conceptual de gestão da espécie em Portugal continental com base na informação entretanto obtida sobre os parâmetros populacionais e integrando as influências do contexto paisagístico e da pressão cinegética.

**Palavras-chave:** rola-brava, Columbídeos, esforço de caça; parâmetros reprodutores, tendência populacional



Criteria for sustainable management of Turtle Dove [*Streptopelia turtur* (L.)] populations in Portugal. Patterns of abundance, breeding and hunting pressure

## ABSTRACT

The Turtle Dove [*Streptopelia turtur* (Linnaeus, 1758)] is the only trans-Saharan migrant of the Order Columbiformes that nests in the Western Palearctic over a breeding range of seven million square kilometers. The conservation of this species is a constant challenge due to the spatial scales involved and the interaction of multiple factors. The sustainable exploitation of these animal resources is central to most of the current conservation policy and should be based on sound knowledge about the biological, social and economic contexts. However, in case of an obligatory migrant such as *S. turtur*, numerous basic questions remain open regarding to demographics and ecology and to hunting pressure to which it is subject, issues that hinder decision-making. These gaps are of particular emphasis in countries with responsibilities either in the maintenance of breeding populations or in ensuring migratory connectivity of the species.

This thesis focused on the study of patterns of abundance, reproduction and hunting pressure to identify criteria for support the management of Turtle Dove populations in mainland Portugal. Specifically:

- 1) The spatial and temporal evolution of Turtle Dove abundance patterns in continental Portugal were characterized and explanatory models relating these patterns with land use variables were developed;
- 2) The spatial and temporal component of the reproductive niche were characterized as well as the regional variation in the reproductive biology and chronology of the species;
- 3) Differences in the expression of demographic parameters, morphological, physiological and reproductive activity during the hunting period;
- 4) Spatio-temporal patterns of hunting effort and their impact on the breeding populations were identified.

Finally, a conceptual model for Turtle Dove management in mainland Portugal was proposed based on the information obtained on population parameters and integrating the influences of the landscape context and hunting pressure.

**Key-Words:** Turtle Dove, game management, population trends, breeding performance, Columbiformes





## Índice de texto

Pág.

### I. INTRODUÇÃO GERAL

I.1. Desafios da gestão sustentável de uma espécie migradora, cinegética e vulnerável ...	1
I.2. A rola-brava <i>Streptopelia turtur</i> . O columbídeo migrador estival do Paleártico Ocidental .....	6
I.3. Portugal na rota da rola-brava .....	14
I.4. A tese toma forma .....	17
I.4.1. Objectivos .....	17
I.4.2. A abordagem .....	18
I.4.3. Estrutura da tese .....	21

### II. A ROLA-BRAVA EM PERÍODO REPRODUTOR

#### CAPÍTULO 1. Padrões espaciais de abundância de *Streptopelia turtur*

1.1. Introdução .....	25
1.2. Metodologia .....	28
1.2.1. Trabalho de campo .....	28
1.2.2. Tratamento e análise dos dados .....	31
1.2.2.1. Estimativa do padrão espacial de abundância .....	31
1.2.2.2. Contribuição das variáveis ambientais para o padrão espacial .....	34
1.3. Resultados .....	37
1.3.1. Distribuição espacial e abundância .....	37
1.3.2. Factores condicionantes dos padrões espaciais.....	42
1.3.3. Padrões paisagísticos gerais .....	44
1.3.4. Efeitos da composição da paisagem na abundância de rola-brava .....	47
1.4. Discussão e conclusões .....	49
1.4.1. Assimetrias no padrão espacial de abundância de <i>Streptopelia turtur</i> .....	49
1.4.2. Contribuição das variáveis ambientais para o padrão espacial .....	50
1.4.2.1. Aspectos climáticos e fisiográficos .....	50
1.4.2.2. Ocupação do solo .....	51

## Índice de texto (cont.)

	Pág.
<b>CAPÍTULO 2. Padrões temporais de abundância de <i>Streptopelia turtur</i></b>	
2.1. Introdução .....	59
2.2. Metodologia .....	62
2.2.1. Trabalho de campo .....	62
2.2.2. Tratamento e análise dos dados .....	64
2.3. Resultados .....	69
2.3.1. Evolução da abundância de <i>Streptopelia turtur</i> ao longo da época .....	69
2.3.2. Avaliação da cronologia de reprodução .....	74
2.3.3. Tendência populacional .....	78
2.4. Discussão e conclusões .....	84
2.4.1. Evolução ao longo da época da população total e reprodutora .....	84
2.4.2. Tendência populacional .....	88
2.4.2.1. O declínio da população nacional de <i>Streptopelia turtur</i> nas últimas décadas ..	88
2.4.2.2. Factores que contribuíram para a regionalização das tendências .....	90
<b>CAPÍTULO 3. Ecologia reprodutiva de <i>Streptopelia turtur</i> à escala da paisagem</b>	
3.1. Introdução .....	97
3.2. Metodologia .....	100
3.2.1. Áreas de estudo .....	100
3.2.2. Cartografia dos territórios .....	105
3.2.3. Caracterização dos ninhos e ninhadas .....	106
3.2.4. Tratamento e análise dos dados .....	107
3.2.4.1. Avaliação da utilização das áreas de estudo .....	107
3.2.4.2. Sucesso e cronologia reprodutiva .....	112
3.3. Resultados .....	116
3.3.1. Cronologia migratória .....	116
3.3.2. Densidade reprodutora .....	117
3.3.2.1. Variação espacial .....	117
3.3.2.2. Variação inter-anual .....	123
3.3.3. Dimensão e localização dos territórios .....	123
3.3.4. Composição dos territórios e selecção de habitats de nidificação .....	125
3.3.4.1. Variação espacial.....	125
3.3.4.2. Variação temporal (Quinta do Freixo) .....	132

## Índice de texto (cont.)

	Pág.
3.3.5. Produtividade dos episódios reprodutores .....	136
3.3.6. Dimensão da postura, período de incubação e de dependência .....	137
3.3.7. Produtividade e sucesso reprodutor .....	137
3.3.8. Cronologia reprodutiva .....	141
3.4. Discussão e conclusões .....	142
3.4.1. Cronologia migratória e reprodutora .....	142
3.4.2. Selecção de habitat .....	143
3.4.3. Parâmetros reprodutores .....	145
<b>III. A ROLA-BRAVA EM PERÍODO VENATÓRIO</b>	
<b>CAPÍTULO 4. Evolução da caça de <i>Streptopelia turtur</i> em Portugal nas últimas décadas</b>	
4.1. Introdução .....	149
4.2. Metodologia .....	156
4.2.1. Abrangência espacial .....	156
4.2.2. Tratamento e análise dos dados .....	156
4.3. Resultados .....	158
4.4. Discussão e conclusões .....	166
4.4.1. Importância social e cinegética da rola-brava .....	166
4.4.2. Densidade de abates de <i>Streptopelia turtur</i> a nível nacional .....	166
4.4.3. Influência do tipo de zona de caça .....	167
4.4.4. Distribuição regional dos abates .....	168
4.4.5. Regionalização das tendências .....	169
<b>CAPÍTULO 5. Produtividade das caçadas de <i>Streptopelia turtur</i> em casos de estudo de Zonas de Regime Cinegético Especial (ZRCE)</b>	
5.1. Introdução .....	173
5.2. Metodologia .....	174
5.2.1. Áreas monitorizadas .....	174
5.2.2. Monitorização das caçadas .....	177
5.2.3. Tratamento e análise dos dados .....	178

## Índice de texto (cont.)

	Pág.
5.3. Resultados .....	179
5.3.1. Evolução diária e sazonal da abundância de abates .....	179
5.3.2. Evolução inter-anual da produtividade cinegética ( <i>IPC</i> ) .....	181
5.3.2.1. Variação do <i>IPC</i> em Trás-os-Montes .....	181
5.3.2.2. Variação do <i>IPC</i> no Oeste e litoral alentejano .....	182
5.3.2.3. Variação do <i>IPC</i> no Alentejo interior .....	183
5.3.2.4. Produtividade cinegética na região do Algarve .....	186
5.4. Discussão e conclusões .....	187
 <b>CAPÍTULO 6. Caracterização das populações caçadas de <i>Streptopelia turtur</i></b>	
6.1. Introdução .....	193
6.2. Metodologia .....	197
6.2.1. Origem espacial e temporal dos dados .....	197
6.2.2. Análise dos exemplares .....	198
6.2.2.1. Identificação etária .....	199
6.2.2.2. Evolução do estado da muda .....	200
6.2.2.3. Sexagem .....	204
6.2.2.4. Biometria e padrões de coloração .....	205
6.2.2.5. Condição física .....	209
6.2.2.6. Estatuto reprodutor .....	210
6.2.3. Tratamento e análise dos dados .....	214
6.3. Resultados .....	219
6.3.1. Caracterização demográfica .....	219
6.3.1.1. Estrutura etária .....	219
6.3.1.2. Estrutura sexual .....	225
6.3.2. Caracterização biométrica .....	227
6.3.2.1. Dimorfismo etário e sexual .....	227
6.3.2.2. Variáveis associadas ao tamanho da cabeça .....	230
6.3.2.3. Variáveis associadas ao tamanho das patas .....	233
6.3.2.4. Variáveis associadas a estruturas emplumadas .....	237
6.3.2.5. Tamanho estrutural .....	241
6.3.2.6. Características biométricas de outras populações.....	244

## Índice de texto (cont.)

	Pág.
6.3.3. Sexagem de adultos através de características externas .....	247
6.3.4. Estatuto reprodutor .....	251
6.3.5. Estatuto migrador .....	258
6.3.5.1. Sequência da muda .....	258
6.3.5.2. Acumulação lipídica .....	262
6.3.5.3. Variação do peso e condição física .....	267
6.4. Discussão e Conclusões .....	272
6.4.1. Estrutura demográfica .....	272
6.4.2. Caracterização biométrica .....	279
6.4.3. Estatuto reprodutor e migratório .....	280
<b>IV. SÍNTESE. IMPLICAÇÕES PARA A GESTÃO .....</b>	<b>285</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>295</b>
<b>APÊNDICES</b>	
I. Ficha de campo utilizada para o recenseamento primaveril de rolas .....	iii
II. Caracterização dos trajectos efectuados em 2002 e 2003 para a monitorização da população nidificante de <i>S. turtur</i> em Portugal continental.....	vii
III. Distribuição nacional das quadrículas (10 x 10 km) monitorizadas no âmbito dos programas CAC e CRC .....	xi
IV. Mapas de uso/ocupação do solo nas áreas de estudo onde se acompanhou a população reprodutora de <i>S. turtur</i> .....	xv
V. Fotos exemplificativas das diferentes fases de actividade glandular do papo em <i>Zenaida macroura</i> (rola-carpideira) .....	xxv
VI. Estado e progressão da muda das rémiges primárias em <i>S. turtur</i> caçadas nas ZRCE durante o período de estudo (1993-2004) .....	xxxix
VII. Disseminação dos resultados da tese sob a forma de artigos ou comunicações orais	xxxix

## Índice de Figuras

Pág.

Figura I.1 - Representação da dinâmica dos sistemas (bio-económico e de gestão) e das afectações (setas a tracejado) a considerar para a sustentabilidade dos recursos bravios (adaptado de Milner-Gulland & Rowcliffe, 2007). A aplicação da abordagem adaptativa ao sistema de gestão engloba diferentes etapas sequenciais, identificadas a cinzento (adaptado de Runge, 2011) .....	4
Figura I.2 – Inserção de <i>Streptopelia turtur</i> no cladograma resumido da Classe Aves (Linnaeus, 1758) (de acordo com Gibbs <i>et al.</i> , 2001 e actualizado por Cheke, 2005 e BirdLife International, 2008). A espécie, uma das 320 incluídas na família Columbidae, partilha a área de distribuição com outras congéneres: no Palearctico ocidental com <i>S. decaocto</i> e <i>S. roseogrisea</i> , esta evadida de cativeiro (Martinez, 2004) e em Africa com <i>S. hypopyrha</i> , <i>S. orientalis</i> , <i>S. senegalensis</i> , <i>S. decipiens</i> , <i>S. vinacea</i> e <i>S. semitorcata</i> (e.g., Carvalho & Dias, 2001) .....	6
Figura I.3 - Aspecto geral de uma rola-brava, <i>Streptopelia turtur</i> (Linnaeus, 1758). (a) Adulto (Foto de Allon Kira, 2007); (b) juvenil; Adulto em voo, (c) visão dorsal e (d) ventral (Fotos de Doveut, 2008) .....	8
Figura I.4 – Distribuição mundial de <i>Streptopelia turtur</i> durante os períodos de invernada e de nidificação. Identificação das áreas de ocorrência das quatro subespécies reconhecidas (baseado em Moreau, 1972; Cramp, 1985; Gibbs <i>et al.</i> , 2001; Borrow & Demey, 2004) .....	10
Figura I.5 – Esquema do ciclo anual da rola-brava ( <i>S. turtur</i> ), com a calendarização aproximada dos eventos controlados endogenamente e com a identificação dos principais factores a operar nas diferentes fases (caixas exteriores ao ciclo anual) .....	12
Figura I.6 - Situação da população nidificante de <i>S. turtur</i> na Europa: (a) Tendência recente (2000-2012) e (b) de longo prazo (1980-2012) (extraído de BirdLife International, 2015) .....	13
Figura I.7 - Representação gráfica dos componentes da tese (quatro secções com 6 capítulos) e suas relações contextualizadas num gradiente de análise nacional a local .....	20
Figura II.1 - Esquema simplificado da amostragem: cobertura nacional dos trajectos efectuados em cada ano, delimitados em cartas militares (escala 1:50 000); esquema do trajecto realizado numa carta exemplificativa (36-II) com localização dos pontos de amostragem e identificação das principais classes de ocupação do solo dominantes em cada um dos octantes visuais de uma das estações de escuta .....	29
Figura II.2 – Variograma experimental inicial omni-direcciona de krigagem dos dados relativos a 2002 e 2003. Indicação do número de pares de pontos avaliados em cada unidade de distância .....	38
Figura II.3 – Padrões de distribuição da rola-brava ( <i>Streptopelia turtur</i> ) em (a) 2002 e (b) 2003, de acordo com modelo geoestatístico (krigagem) efectuado com os valores das contagens em pontos de escuta, distribuídos por trajectos definidos em cartas militares (1:50 000) .....	40
Figura II.4 – Prevalência de rola-brava (expressa em proporção de pontos de amostragem com contactos) nos percursos estabelecidos nas cartas militares (escala: 1:50.000) amostradas em 2002, 2003 e 2004 .....	41
Figura II.5 – Padrão de distribuição da rola-brava em Portugal: (a) valores totais; (b) valores interpolados (por krigagem) com os dados de 2002 e 2003 .....	41

## Índice de Figuras (cont.)

	Pág.
Figura II.6 – Comparação entre os valores de tendência (mediana, distância inter-quartis, máximo e mínimo) de variáveis de ocupação de solo (expressa em frequência de ocorrência), para as quais se verificaram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre trajectos com ( $n=110$ ) e sem detecções ( $n=48$ ) de rola-brava .....	43
Figura II.7 - Distribuição espacial em Portugal continental dos gradientes paisagísticos extraídos da análise em componentes principais (PCA) com rotação <i>varimax</i> das variáveis de coberto do solo medidas nos 158 trajectos de amostragem da população nidificante de rola-brava (2002-2003) .....	46
Figura II.8 - Valores previstos e respectivos intervalos de confiança a 95% (linhas contínua e pontilhada, respectivamente) de prevalência de rola-brava em Portugal continental, obtidos em função das variáveis que entram no modelo final: (a) Habitats lineares lenhosos; (b) PC <sub>Floresta sem mato</sub> ; (c) PC <sub>Folhosas</sub> e (d) PC <sub>Permanentes</sub> . Para estimar a curva de cada variável as outras variáveis foram mantidas constantes no seu valor médio .....	48
Figura II.9 – Correlelogramas (Índice de Moran) com respectivos intervalos de confiança a 95% para (a) a prevalência de rola-brava em Portugal continental e (b) para os resíduos (escalonados de Pearson) do modelo GAM (Tabela II.7) que relaciona a prevalência da espécie com as variáveis paisagísticas .....	48
Figura II.10 - Tendência populacional de <i>Streptopelia turtur</i> na Europa nos últimos 33 anos, de acordo com os dados recolhidos no âmbito do esquema Pan-Europeu de Monitorização das Aves Comuns (PECBMS) (extraído de PECBMS, 2015) .....	60
Figura II.11 – Distribuição nacional de 215 trajectos efectuados ao abrigo do programa “Censos das Populações Nidificantes de Rola-Comum” (CRC) entre 1994 e 2005 em cada uma das regiões (Direcções Regionais de Agricultura - DRA) .....	63
Figura II.12 – Exemplo de uma ficha de campo enviada pela DRAAlg, correspondente ao trajecto 7 da região do Algarve, percorrido no dia 17 de Junho de 2003 .....	64
Figura II.13 – Distribuição dos valores de IKA <sub>contactos</sub> pelas regiões. Valores médios obtidos após GLM, ponderados em cada região pelo efeito dos anos e das quinzenas .....	70
Figura II.14 - Variação ao longo da Primavera e Verão do IKA <sub>contactos</sub> (média estimada $\pm$ 95% IC) para Portugal e para cada região. Parâmetros ponderados pelas variáveis ano, percursos e suas interacções, através de GLM .....	72
Figura II.15 - Variação ao longo das quinzenas do IKA <sub>grupos</sub> (média estimada $\pm$ 95% IC) para Portugal e para cada região. Parâmetros ponderados pelas variáveis ano, percursos e suas interacções, através de GLM .....	73
Figura II.16 – Distribuição dos valores de IKA <sub>canto</sub> pelas regiões. Valores médios obtidos após GLM, ponderados pelo efeito dos anos e das quinzenas em cada região .....	75
Figura II.17 - Variação ao longo das quinzenas do IKA <sub>canto</sub> (média estimada $\pm$ 95% IC) para Portugal e para cada região. Parâmetros ponderados pelas variáveis ano, percursos e suas interacções, através de GLM .....	76
Figura II.18 - Variação de IKA <sub>contactos</sub> para Portugal: (a) dispersão dos valores anuais (média estimada $\pm$ 95% IC) e (b) tendência populacional anual para o período 1994-2004 (modelo linear e $\pm$ 95% IC, linha contínua e tracejada, respectivamente) .....	78
Figura II.19 - Variação anual da média estimada do IKA <sub>contactos</sub> (após retro-transformação), obtida através de GLM, integrando por isso o efeito da quinzena de amostragem e dos trajectos, em cada região. Tendência linear $\pm$ 95% IC (linha contínua e tracejada, respectivamente). Mapa de tendência populacional de <i>S. turtur</i> entre 1994 e 2004 a nível regional (vd. pág. 68 - critérios usados na atribuição das tendências) .	80

## Índice de Figuras (cont.)

	Pág.
Figura II.20 - Variação do IKA <sub>canto</sub> ao longo dos anos para Portugal: (a) dispersão dos valores anuais (média estimada $\pm$ 95% IC) e (b) tendência anual da população reprodutora para o período 1994-2004 (modelo linear e $\pm$ 95% IC, linha contínua e tracejada, respectivamente) .....	81
Figura II.21 – Variação anual da média estimada do IKA <sub>canto</sub> (após retro-transformação), obtida através de GLM, integrando por isso o efeito da quinzena de amostragem e dos trajectos, em cada região. Tendência linear $\pm$ 95% IC (linha contínua e tracejada, respectivamente). Mapa de tendência da população reprodutora de <i>S. turtur</i> a nível regional (vd. pág. 68 - critérios usados na atribuição das tendências) ...	82
Figura II.22 – Variação anual do índice populacional (e respectivos $\pm$ 95% IC), estimado através de modelação com TRIM, para dois períodos consecutivos: 1994-2004 (dados do CRC) e 2004-2012 (dados do CAC, não publicados) e tendências gerais populacionais para cada um dos períodos (índice multiplicativo - correspondente ao declive da recta de regressão obtida com o logaritmo natural dos índices anuais - e respectivos $\pm$ 95% IC) .....	83
Figura II.23 - Localização das áreas de estudo acompanhadas em 2003, 2004, e entre 1993 e 1996. Mapas de uso do solo (tons verdes – florestal; tons amarelos - agrícola) e dos percursos prospectados nas áreas de maior dimensão (todos os mapas no Apêndice IV) .....	103
Figura II.24 - Identificação dos contactos efectuados durante a amostragem de 2003 e delimitação dos territórios de <i>S. turtur</i> em Angueira, Miranda do Douro: (a) Angueira 8 e (b) Angueira 2 .....	118
Figura II.25 - Identificação dos contactos efectuados durante a amostragem de 2003 e delimitação dos territórios de <i>S. turtur</i> no Alentejo interior: (a) Amareleja 4 – Monte dos Arrochais e (b) Amareleja 8 – Cabeço do Pião .....	119
Figura II.26 - Localização dos contactos efectuados com <i>S. turtur</i> durante a amostragem de 2003 e delimitação dos territórios nas duas áreas de estudo da Beira Interior: (a) Oleiros 2 - Ronco de Baixo e (b) Oleiros 4 - Cambas.....	119
Figura II.27 - Identificação dos contactos efectuados durante a amostragem de 2003 e delimitação dos territórios de <i>S. turtur</i> nas duas áreas de estudo no Alentejo litoral: (a) Herdade do Pinheiro 1 e (b) Herdade do Pinheiro 2 – Bempaes .....	120
Figura II.28 - Localização dos territórios de <i>S. turtur</i> (n=45) na área de estudo de Trás-os-Montes, Miranda do Douro – S. Martinho de Angueira, em 2004 .....	121
Figura II.29 - Identificação dos contactos efectuados durante a amostragem de 2004 e delimitação dos territórios de <i>S. turtur</i> na área de estudo da Vermelha (Bombarral) ...	121
Figura II.30 - Identificação dos contactos efectuados durante a amostragem de 2004 para a delimitação dos territórios de <i>S. turtur</i> na área de estudo da Herdade do Pinheiro (Alentejo litoral).....	122
Figura II.31 - Localização dos territórios de <i>S. turtur</i> delimitados nas duas áreas de estudo no interior da Herdade do Pinheiro durante a época de nidificação de 2003 (a verde) e de 2004 (a azul-escuro).....	124
Figura II.32- Localização dos territórios de <i>S. turtur</i> delimitados na área de estudo da Quinta do Freixo durante as épocas de nidificação de 1993 a 1996 .....	125



## Índice de Figuras (cont.)

	Pág.
Figura II.33 - Disponibilidade de habitats e composição dos territórios (média + erro-padrão) de <i>S. turtur</i> nas várias áreas de estudo: Cambas 4 (n=14), Angueira (n=45), Vermelha (n=21) e Herdade do Pinheiro (n=72). Probabilidade de selecção de habitat determinada pelo Índice $\beta$ de Manly (média $\pm$ 95% IC) aplicado ao nível do território. Linha tracejada: não selecção; GR: galeria ripícola; Mt: matos; Agr: agricultura; Folh: folhosas; Eg: eucaliptal; Pbsm: pinhal bravo sem mato; Pbcm: pinhal bravo com mato; Pm: pinhal manso; MF: misto florestal; SPM: sistemas parcelares mistos; Res: resinosas; Pa: pastagens e pousios; CP: culturas permanentes (pomares e vinhas) .....	127
Figura II.34 - Proporção de habitats disponíveis e utilizados na composição dos territórios (média $\pm$ erro-padrão) de <i>S. turtur</i> na Quinta do Freixo em 1993 (n=30), 1994 (n=43), 1995 (n=36) e 1996 (n=39). GR: galeria ripícola; MtcA: matos com árvores; MtB: matos esclerófilos do Barrocal; Agr: agricultura; PacA: pastagens e pousios com folhosas dispersas; CP: culturas permanentes (pomares e vinhas); Folh: folhosas; Res: resinosas; MF: misto florestal .....	133
Figura II.35 - Probabilidade de selecção de habitat determinada pelo Índice $\beta$ de Manly (média $\pm$ 95% IC) aplicado ao nível do território de nidificação de <i>S. turtur</i> na Quinta do Freixo entre 1993 e 1996. Linha tracejada: não selecção .....	135
Figura II.36 - Cronologia da postura e da saída do ninho dos juvenis de rola-brava: (a) resultados anuais obtidos na área de estudo de Quinta do Freixo (n=48 posturas) entre 1993 e 1996; (b) evolução das frequências de ninhos com postura e com jovens emancipados para o total da amostra.....	141
Figura III.1 – Iluminura medieval sobre a captura de rolas-bravas com redes de puxar e negaça (a rola no centro do bando) enquanto o caçador está escondido na choça (a) e foto do mesmo sistema de redes duplas usado pelos Roleiros do Mindelo (b) .....	150
Figura III.2 - Limites diários de abate de rola-brava por caçador e períodos de caça anuais, estipulados por legislação específica ao longo dos últimos 43 anos (Valores propostos para 2016 e 2017 em edital - Portaria nº 142/2015 de 21 de Maio) .....	152
Figura III.3 – Evolução do número de licenças de caça (a), da área (b) e número (c) de Zonas de Regime Cinegético Especial (ZRCE) em Portugal continental, entre 1989 e 2011 (dados ICNF, não publicados) .....	155
Figura III.4 – Mapa nacional das ZRCE nas diferentes regiões de estudo (DRA), para as quais existem registos de abates de rola-brava (dados disponibilizados até 2007) ....	157
Figura III.5 – Padrão de variação inter-anual do número de exemplares de rola-brava caçados (a) e da densidade de abates da espécie (b) entre 1989 e 2011 (dados do ICNF, não publicados) .....	159
Figura III.6 - Densidade média de abates de rola-brava em ZRCE em cada uma das regiões cinegéticas, durante as épocas venatórias de 1989 a 2006. Médias e intervalos de confiança (95%) estimados ponderando o efeito da interacção do ano em cada região .....	160
Figura III.7 – Evolução da densidade média de abates de rola-brava caçados nas ZRCE a nível nacional, durante as épocas venatórias de 1989 a 2006. Médias e intervalos de confiança (95%) estimados ponderando o efeito da interacção da região em cada ano .....	161
Figura III.8 – Evolução do índice anual de densidade de abates de rola-brava nas ZRCE das várias regiões (média $\pm$ 95% IC), considerando o primeiro ano de dados como a referência. Mapa de tendência da densidade de abates de <i>S. turtur</i> a nível regional (vd. pág. 70 - critérios usados na atribuição das tendências) .....	164

## Índice de Figuras (cont.)

	Pág.
Figura III.9 – Evolução da densidade de abates de rola-brava nas zonas de caça turísticas (ZCT) e Associativas (ZCA) na região cinegética do Algarve, durante as épocas venatórias de 1991 a 2005. Médias e intervalos de confiança (95%) estimados ponderando o efeito da interação do ano .....	165
Figura III.10 – Localização das ZRCE onde foram monitorizadas as caçadas à rola-brava em 1991, 1993 a 1996, 1998 a 2000 e 2003 a 2004 (vd. 3.2.1 e Tabela 2.15 para mais detalhes) .....	176
Figura III.11 – Variação do índice de produtividade cinegética, <i>IPC</i> (média $\pm$ 95% IC): (a) ao longo das semanas e (b) nas quatro regiões de caça consideradas. Médias estimadas com os dados de 98 sessões de caça em 10 anos .....	179
Figura III.12 – Variação semanal do índice de produtividade cinegética, <i>IPC</i> (média $\pm$ 95% IC), nas várias regiões. Médias estimadas com os dados de 98 sessões de caça em 10 anos .....	180
Figura III.13 – Evolução da densidade de abates ao longo dos anos, nas oito ZRCE de Trás-os-Montes abrangidas no presente estudo (dados do PNEC, não publicados)....	181
Figura III.14 – Variação do índice de produtividade cinegética, <i>IPC</i> (média $\pm$ 95% IC) em Trás-os-Montes, ao longo das semanas venatórias em 2003 e 2004. Médias estimadas com os dados de 20 sessões de caça .....	182
Figura III.15 – Evolução dos abates de rola-brava (por 10ha) ao longo dos anos, nas três ZRCE abrangidas no presente estudo para o Oeste e litoral alentejano (dados do PNEC, não publicados) .....	183
Figura III.16 - Valores do índice de produtividade da caça, <i>IPC</i> (média $\pm$ 95% IC) ao longo das semanas venatórias de 2004 nas zonas de caça da Vermelha e Herdade do Pinheiro .....	183
Figura III.17 - Evolução do número de rolas-bravas caçadas (por 10ha) ao longo dos anos para: (a) as ZRCE abrangidas no presente estudo e incluídas no Parque Natural do Vale do Guadiana e (b) fora desta área protegida (dados do PNEC, não publicados) .....	184
Figura III.18 – Variação do índice de produtividade cinegética, <i>IPC</i> (média $\pm$ 95%IC) no Alentejo interior, ao longo dos anos (a) das semanas (b) e entre sessões de caça (c). Médias estimadas com os dados de 41 sessões de caça .....	185
Figura III.19 – Evolução do número total de rolas-bravas caçadas (por 10ha) nas ZRCE acompanhadas durante o presente estudo na Região do Algarve (dados do PNEC, não publicados) .....	186
Figura III.20 - Variação do índice de produtividade cinegética, <i>IPC</i> (média $\pm$ 95% IC) entre 1993 e 1996 no Algarve, de acordo com os períodos do dia e as semanas venatórias. Médias estimadas com os dados de 26 sessões de caça nos 4 anos .....	187
Figura III.21 - Localização das ZRCE onde foram monitorizadas as rolas-bravas abatidas em 1991, 1993 a 1996, 1998 a 2000 e 2003 a 2004 .....	197
Figura III.22 - Fotos exemplificativas das diferenças de cor da plumagem e das partes nuas entre rolas-bravas jovens do ano (código EURING 2) e adultos (código EURING 3) .....	200
Figura III.23 – Pontuação atribuída à progressão de crescimento das penas. As linhas a tracejado representam um terço e dois terços de crescimento. O sistema numérico de pontuação é: 0 – pena antiga; 1 – sem a pena ou nova pena embainhada; 2 – nova pena a emergir da bainha até um terço do crescimento; 3 – nova pena entre um terço e dois terços do crescimento; 4 – nova pena com mais de dois terços e com restos cerosos na sua base; 5 – nova pena completamente desenvolvida sem vestígios de cera na base (adaptado de Ginn & Melville, 1983) .....	201

## Índice de Figuras (cont.)

	Pág.
Figura III.24 – Fotos exemplificativas dos padrões de coloração encontrados em rola-brava que permitem a identificação da sua classe etária: (a) Jovem tardio, (b) Jovem intermédio e (c) Jovem precoce .....	203
Figura III.25 - Medições efectuadas na cabeça: comprimento Cc) e largura Lc) da cabeça e comprimento do bico Cb) (esquema adaptado de Proctor & Lynch, 1993) .....	206
Figura III.26 – Exemplo das medições efectuadas nas patas dos exemplares caçados: (a) posicionamento para medir o comprimento do tarso (extraído de Barlein, 1995). Fotos exemplificativas da medição (b) do tarso e (c) do dedo médio (sem unha) .....	206
Figura III.27 – Esquemas das medidas efectuadas nas asas (método da máxima corda) e na cauda (extraído de Proctor & Lynch (1993) e de Barlein (1995). Fotos exemplificativas de algumas fases destes procedimentos .....	207
Figura III.28 – Localização das medições efectuadas para estimar o afastamento entre os ossos púbicos .....	208
Figura III.29 – Exemplos das características da coloração usadas para classificar os adultos de rola-brava: (a) cinzento-claro ou (b) castanho a dominar os tons da fronte, coroa e nuca; gradiente entre o rosa (c) e o vermelho vivo (d) nas patas .....	208
Figura III.30 – Diagrama exemplificativo das classes de acumulação de gordura na depressão furcular, usadas para classificação dos exemplares de rola-brava observadas durante o período de estudo (extraído de Proctor & Lynch, 1993) .....	209
Figura III.31 – Observação e medição da banda de gordura sub-alar. A área depenada foi exagerada propositadamente para efeitos da fotografia .....	210
Figura III.32 – Observação das gónadas para identificação sexual e atribuição do estatuto reprodutor: (a) testículos de jovem imaturo e (b) folículos de óvulos de fêmea adulta não reprodutora .....	211
Figura III.33 – Exemplos da actividade glandular do papo em adultos de rola-brava capturados durante o período venatório: (a) actividade glandular evidente, lóbulos laterais do papo (após remoção das penas que o cobriam), com paredes espessas, densamente irrigadas; região central do papo com sementes de <i>Brassica</i> sp.; (b) actividade glandular do papo em início de regressão; paredes mais finas, menos irrigadas, escamação do conteúdo nutritivo ainda evidente na região central do papo .....	213
Figura III.34 – Variação da razão etária (jovem/adulto) nas quatro regiões, ao longo das semanas venatórias. Médias ( $\pm$ 95%IC) obtidas por GLM, com os dados de 99 sessões de caça .....	221
Figura III.35 – Representatividade (nº de indivíduos) das classes etárias (identificadas pelo estado da muda) nos jovens caçados nas diferentes regiões para a totalidade da amostra .....	222
Figura III.36 - Evolução das diferentes classes etárias ao longo das semanas venatórias (da 1ª à 7ª) nas zonas de caça das regiões de Trás-os-Montes, Oeste litoral, Alentejo interior (a norte do PNVG e no PNVG) e Algarve (Quinta do Freixo e Marrocos) .....	223
Figura III.37 - Evolução da razão sexual (macho/fêmea) nas zonas de caça acompanhadas durante quatro semanas da época venatória: (a) na região do Algarve (em 1996) e (b) no Alentejo interior, em ZRCE dentro do PNVG (1998 a 2003) e a norte desta área protegida (1996) .....	226
Figura III.38 – Distribuição de frequências por classes de largura da cabeça, comprimento da cabeça, do bico, do tarso, do primeiro e terceiro dígito, da asa e da cauda (mm) de rolas-bravas capturadas no total da amostra .....	229

## Índice de Figuras (cont.)

	Pág.
Figura III.39 – Largura, comprimento da cabeça e comprimento do bico (mm) de acordo com as classes etárias de rolas-bravas capturadas na região do Algarve entre 1994 a 1996; valores (média $\pm$ 95% IC) ponderados, após GLM, pelo efeito da semana de captura .....	231
Figura III.40 – Variação do comprimento do tarso, do primeiro e terceiro dígito (mm) das rolas-bravas amostradas nas diferentes regiões e semanas venatórias. Valores (média $\pm$ 95% IC), obtidos para o conjunto dos anos e das classes etárias .....	235
Figura III.41 - Comprimento da asa e da cauda (mm) das rolas-bravas capturadas no total da amostra nas diferentes classes etárias ao longo das semanas venatórias. Valores (média $\pm$ 95% IC) ponderados pelo efeito da região .....	238
Figura III.42 – Comprimento (mm) da asa de rolas-bravas: (a) na totalidade da amostra nas várias regiões; (b) nas classes etárias capturadas no Alentejo interior e (c) no Algarve. Valores (média $\pm$ 95% IC) ponderados pelo efeito da semana venatória e classe etária em (a); após GLM em cada região, pelo efeito do ano e semana de captura nas classes etárias em (b) e (c) .....	239
Figura III.43 – Comprimento (mm) da cauda de rolas-bravas: (a) na totalidade da amostra nas várias regiões; (b) nas classes etárias capturadas no Alentejo interior e (c) no Algarve. Valores (média $\pm$ 95% IC) ponderados pelo efeito da semana venatória e classe etária em (a) e pelo efeito do ano e semana de captura nas classes etárias em (b) e (c) .....	241
Figura III.44 - Tamanho estrutural de <i>S.turtur</i> obtido através da análise em componentes principais feita com variáveis biométricas (PC1), para o total da amostra. Valores (média $\pm$ 95% IC) ponderados pelo efeito da semana de captura e região em cada classe etária (a) e pelo efeito da semana de captura e classe etária em cada região (b) .....	243
Figura III.45 - Variação do tamanho estrutural de <i>S.turtur</i> (PC1) de acordo com o sexo nas diferentes classes etárias e regiões. Valores (média estimada $\pm$ 95% IC) ponderados, após GLM dos resíduos, pelo efeito classe etária em cada região (a) e pelo efeito da semana de captura e região em cada classe etária (b) .....	243
Figura III.46 - Distribuição de frequências por classes de comprimento (mm) do tarso, terceiro dígito, asa e cauda de rolas-bravas adultas caçadas em Portugal entre 1996 e 2004, agrupadas de acordo com o sexo .....	248
Figura III.47 - Distribuição de frequências por classes de distância entre ossos púbicos (mm) e frequência de cor da nuca observadas em adultos de rola-brava caçadas em Portugal entre 1996 e 2004, agrupadas de acordo com o sexo .....	249
Figura III.48 - Distribuição de frequências por classes de comprimento das gónadas (mm) em rolas-bravas caçadas em Portugal entre 1996 e 2004, agrupadas de acordo com a classe etária .....	252
Figura III.49 - Distribuição de frequências por classes de comprimento das gónadas (mm) em adultos de rola-brava caçados em Portugal entre 1996 e 2004, agrupadas de acordo com a distância entre os ossos pélvicos, para machos e fêmeas .....	253
Figura III.50 - Variação (mediana, quartis máximo e mínimo) do comprimento das gónadas (mm) em adultos de rola-brava caçados em Portugal entre 1996 e 2004, de acordo com a fase de desenvolvimento glandular do papo para machos e fêmeas ....	254
Figura III.51 - Frequências relativas dos diferentes estados de actividade glandular do papo, em adultos de rola-brava caçados em Trás-os-Montes, Oeste litoral, Alentejo interior e Algarve.....	255

## Índice de Figuras (cont.)

	Pág.
Figura III.52 - Variação das frequências numéricas, ao longo das semanas, dos diferentes estados de actividade glandular do papo, em rolas-bravas adultas caçadas no Algarve (1991 a 1996) .....	256
Figura III.53 - Frequência numérica dos estados de actividade glandular do papo em machos e fêmeas adultos de rola-brava caçados (a) no Alentejo interior (1996 a 2004) e (b) no Algarve (1996), ao longo das semanas venatórias (1 <sup>a</sup> a 4 <sup>a</sup> ) .....	257
Figura III.54 - Evolução do número de indivíduos de <i>S. turtur</i> de acordo com os estados da muda, ao longo das semanas venatórias (da 1 <sup>a</sup> à 7 <sup>a</sup> ) nas zonas de caça de Trás-os-Montes, Oeste litoral, Alentejo interior (a norte do PNVG e no PNVG) e Algarve (Quinta do Freixo) .....	260
Figura III.55 - Variação das frequências dos estados da muda nos dois sexos, relativamente às diferentes fases de actividade glandular do papo em adultos de rola-brava .....	261
Figura III.56 - Variação (mediana, quartis máximo e mínimo) do índice de progressão da muda em rolas-bravas caçadas em Portugal entre 1996 e 2004, de acordo com a fase de desenvolvimento glandular do papo para machos e fêmeas adultos .....	262
Figura III.57 - Largura (mm) da banda de gordura sub-alar, nas semanas em cada um dos anos. Cada coluna é a média ( $\pm$ 95% IC) corrigida para a variação (a) das semanas venatórias e anos de captura e (b) das idades e regiões .....	265
Figura III.58 - Variação (média $\pm$ 95% IC) da largura (mm) da banda de gordura sub-alar em rolas-bravas caçadas em Portugal entre 1996 e 2004, de acordo com a fase de desenvolvimento glandular do papo para machos e fêmeas adultos .....	266
Figura III.59 - Variação (média $\pm$ 95% IC) da largura (mm) da banda de gordura sub-alar em rolas-bravas caçadas em Portugal entre 1996 e 2004, de acordo com o estado da muda para adultos em diferentes fases de actividade glandular do papo .....	267
Figura III.60 - Distribuição de frequência por classes de peso (g) do corpo de rolas-bravas caçadas em Portugal entre 1994 e 2004 .....	270
Figura III.61 - Variação do peso médio (g) de exemplares caçados de rola-brava corrigido pelos factores ano, região e semana de captura .....	271
Figura III.62 - Variação do peso (g) nos diferentes estados da muda das rémiges primárias (sem muda, muda suspensa e muda em curso) para o conjunto da amostra (jovens e adultos). Os valores do peso correspondem à média corrigida, por GLM, com o efeito das idades, região, ano e semana de captura .....	272
Figura IV.1 - Enquadramento temporal da informação analisada durante esta tese .....	285
Figura IV.2 - Esquema da integração da informação produzida nesta tese num modelo conceptual de gestão da espécie. Salientam-se os principais fluxos de efectivos (setas a cheio) e as principais influências entre factores (setas a tracejado) .....	286
Figura IV.3 - Síntese das sugestões decorrentes deste estudo que poderão integrar a aplicação da abordagem adaptativa na gestão de <i>S. turtur</i> em Portugal (esquema retomado da Secção I) .....	288

## Índice de Tabelas

	Pág.
Tabela I.1 – Estatutos de conservação e situação legal da rola-brava ( <i>Streptopelia turtur</i> ) em Portugal, na Europa e a nível global. Informação extraída dos livros vermelhos de Portugal (SNPRCN, 1990; Cabral <i>et al.</i> , 2006) e de Espanha (Martinez, 2004) e de Tucker & Heath (1994), BirdLife International (2004, 2015) para a restante área de ocorrência .....	15
Tabela II.1 – Cartas militares (escala 1:50 000) seleccionadas para efectuar as repetições das amostragens em Maio de 2003 e de 2004; trajectos (T.) seleccionados aleatoriamente dentro de três classes de abundância de <i>S. turtur</i> , estimada pelos resultados das amostragens em 2002.....	30
Tabela II.2 – Variáveis (significado e estatísticas descritivas) usadas para analisar os efeitos da composição paisagística na prevalência de rola-brava em Portugal continental, com base nos dados recolhidos nos pontos de escuta de cada trajecto. As variáveis correspondem à proporção de cada categoria de ocupação de solo estimada em 158 trajectos de amostragem de rola-brava (para mais detalhes ver texto e Apêndices I e II) .....	36
Tabela II.3 - Parâmetros do variograma usados para gerar as superfícies de krigagem e a previsão dos erros, para as amostras de 2002, 2003 e para o seu conjunto. RMS= raiz quadrada da soma dos quadrados dos erros; E.P.m= erro-padrão médio; RMS da MP= raiz quadrada da média dos quadrados dos erros padronizados .....	39
Tabela II.4 - Parâmetros da regressão linear estabelecida entre os valores observados e os obtidos pelos modelos estimadores da prevalência de rola-brava a nível nacional (todos significativos com $p < 0,001$ ). Os declives e a ordenada na origem diferiram de 1 e de 0, respectivamente (testes significativos com $p < 0,001$ ).....	39
Tabela II.5 - Resultados da comparação (teste de Mann-Whitney U) efectuada entre trajectos de amostragem onde se detectou ( $n=110$ ) e onde não se detectou ( $n=48$ ) rola-brava. Mediana (distância inter-quartil) de cada variável de ocupação do solo nos trajectos, com e sem detecções .....	42
Tabela II.6 – Magnitude e sinal da contribuição das variáveis descritoras da paisagem para os eixos com valor próprio $> 1,0$ , extraídos através da análise em componentes principais (PCA), após rotação com o método <i>varimax</i> (e normalização de Kaiser), e proporção da variância explicada por cada eixo. Valores a <b>negrito</b> indicam uma contribuição $>  0,65 $ .....	45
Tabela II.7 – Parâmetros do modelo que relaciona a prevalência da rola-brava em Portugal continental com algumas variáveis de paisagem (GAM com uma função <i>logit link</i> ). Deviança explicada = 30,4%; GCV score = 4,45; g.l.e. = graus de liberdade estimados .....	47
Tabela II.8 - Distribuição dos trajectos (percursos) e das visitas pelas regiões ao longo dos anos .....	65
Tabela II.9 – Atribuição de categorias de tendência populacional, de acordo com os critérios de significância da recta de regressão ( $p$ ) e da magnitude da variação anual relativa ( $k$ ) .....	68



## Índice de Tabelas (cont.)

	Pág.
Tabela II.10 – Resultados dos GLM que examinam a influência do ano, quinzena e percurso (e suas interações), no índice de abundância de rola-brava ( $IKA_{\text{contactos}}$ ), para cada uma das regiões do continente. * $p < 0,05$ ; ** $p < 0,01$ e *** $p < 0,001$ .....	71
Tabela II.11 – Resultados dos GLM que examinam a influência do ano, quinzena e percurso (e suas interações) no índice de abundância de rola-brava ( $IKA_{\text{grupos}}$ ), para cada uma das regiões do continente. * $p < 0,05$ ; ** $p < 0,01$ e *** $p < 0,001$ .....	74
Tabela II.12 – Resultados dos GLM, que examinam a influência do ano, quinzena e percurso (e suas interações) no índice de abundância de rola-brava ( $IKA_{\text{canto}}$ ), para cada uma das regiões do continente. * $p < 0,05$ ; ** $p < 0,01$ e *** $p < 0,001$ .....	75
Tabela II.13 – Período em que o $IKA_{\text{canto}}$ foi máximo para as diversas regiões e para Portugal. Valores de IKA obtidos por retro-transformação. As quinzenas foram numeradas sequencialmente (cardinais decimais) desde o início do ano: I Janeiro=1... I Abril=7 e II Agosto=16 .....	77
Tabela II.14 - Percentagem dos contactos auditivos em Agosto em relação ao pico reprodutivo, para cada região e para Portugal continental.* valores só para a primeira quinzena de Agosto . .....	78
Tabela II.15 - Caracterização das áreas utilizadas para estudar a biologia e ecologia reprodutora de <i>S. turtur</i> , ordenados de Norte para Sul (Costa <i>et al.</i> , 1998; IA, 2003)...	101
Tabela II.16 - Síntese da utilização de cada uma das áreas de estudo para a concretização das tarefas desenvolvidas no âmbito do Capítulo 3 .....	102
Tabela II.17 - Estimativas dos períodos de permanência de <i>S. turtur</i> nas áreas de estudo de acordo com os dados de 1993 a 1996 para a Quinta do Freixo e de 2003 e 2004 para as restantes. * ano em que Agosto não foi monitorizado .....	116
Tabela II.18 - Número e área (média, erro-padrão e amplitude em ha) dos territórios e densidade de casais identificados nas áreas de estudo em 2003, 2004 e 1993 a 1996 .....	118
Tabela II.19 – Caracterização da similaridade entre as áreas ocupadas pelos territórios de rola-brava na Quinta do Freixo (1993 a 1996) e Herdade do Pinheiro (2003 e 2004). Valores (em %) do Índice de Czekanowski (CZ) na metade superior da tabela e razão entre a frequência de sobreposição observada e a esperada, na metade inferior .....	124
Tabela II.20 - Matriz de ordenação das diferenças dos <i>log-rácios</i> (média e erro-padrão), baseada na comparação da composição de habitats nos territórios de <i>S. turtur</i> , com a composição da área disponível em Cambas, Oleiros. O sinal positivo (+) indica que o habitat em linha foi usado mais que o habitat em coluna, relativamente à disponibilidade e o sinal negativo (-) significa o oposto. O sinal triplicado indica que a diferença foi significativa com $p < 0,05$ . A ordem corresponde ao número de selecções relativas .....	128
Tabela II.21 - Matriz de ordenação das diferenças, baseada na comparação da composição de habitats nos territórios de <i>S. turtur</i> , com a composição da área disponível em Angueira. O sinal positivo (+) indica que o habitat em linha foi usado mais que o habitat em coluna, relativamente à disponibilidade e o sinal negativo (-) significa o oposto. O sinal triplicado indica que a diferença foi significativa com $p < 0,05$ . A ordem corresponde ao número de selecções relativas .....	129

## Índice de Tabelas (cont.)

	Pág.
Tabela II.22 - Matriz de ordenação das diferenças, baseada na comparação da composição de habitats nos territórios de <i>S. turtur</i> , com a composição da área disponível na Vermelha. O sinal positivo (+) indica que o habitat em linha foi usado mais que o habitat em coluna, relativamente à disponibilidade e o sinal negativo (-) significa o oposto. O sinal triplicado indica que a diferença foi significativa com $p < 0,05$ . A ordem corresponde ao número de selecções relativas .....	131
Tabela II.23 - Matriz de ordenação das diferenças, baseada na comparação da composição de habitats nos territórios de <i>S. turtur</i> , com a composição da área disponível na Herdade do Pinheiro. O sinal positivo (+) indica que o habitat em linha foi usado mais que o habitat em coluna, relativamente à disponibilidade e o sinal negativo (-) significa o oposto. O sinal triplicado indica que a diferença foi significativa com $p < 0,05$ . A ordem corresponde ao número de selecções relativas ..	132
Tabela II.24 - Matriz de ordenação das diferenças, baseada na comparação da composição de habitats nos territórios de <i>S. turtur</i> , com a composição da área disponível na Quinta do Freixo entre 1993 e 1996. O sinal positivo (+) indica que o habitat em linha foi usado mais que o habitat em coluna, relativamente à disponibilidade e o sinal negativo (-) significa o oposto. O sinal triplicado indica que a diferença foi significativa com $p < 0,05$ . A ordem corresponde ao número de selecções relativas .....	134
Tabela II. 25 – Habitats ordenados de acordo com a sua preferência relativa (resultado da análise composicional na Tabela II.24) indicando onde a diferença entre ordens é estatisticamente significativa (resultado do teste t e nível de significância $\alpha = 0,05$ ).	135
Tabela II.26 - Produtividade de rola-brava. Dados obtidos na área de estudo da Quinta do Freixo. Média, erro-padrão (amostra), com base nos juvenis contados à saída do ninho .....	136
Tabela II.27 - Súmula da monitorização dos ninhos ( $n=84$ ) na área de estudo da Quinta do Freixo (1993-1996) .....	138
Tabela II.28 - Taxas de sucesso reprodutor (Método de Mayfield) durante os períodos de incubação e de dependência com base nos ninhos acompanhados ao longo da época de reprodução na Quinta do Freixo entre 1995 e 1996. Estimativas $\pm$ erro-padrão .....	139
Tabela II.29 – Resultado da comparação das taxas de sobrevivência diária nos ninhos entre a primeira e segunda postura em cada período (incubação e dependência) de cada ano (1995 e 1996). Valores do Teste Z e da probabilidade ( $p$ ) .....	139
Tabela II.30 – Comparação do sucesso reprodutor das posturas encontradas em 1995 e 1996 na Quinta do Freixo, baseado nas estimativas produzidas através do acompanhamento individual do desfecho dos ovos e das ninhadas. Só os casais acompanhados durante toda a época reprodutora foram usados para calcular as estimativas de produtividade por casal ( $\pm$ erro-padrão) .....	140
Tabela II.31 - Valores de densidade de casais de <i>Streptopelia turtur</i> encontrados noutros estudos abrangendo o corredor ocidental de migração .....	143
Tabela III.1 – Resultado do modelo linear para explicar a variação no número de <i>S. turtur</i> por 10ha (com transformação logarítmica) caçadas em ZRCE, entre regiões e ao longo dos anos, considerando também os efeitos da interacção entre estes dois factores ( $R^2 = 0,11$ ) .....	160



## Índice de Tabelas (cont.)

	Pág.
Tabela III.2 - Resultado da significância ( $p$ ) do teste <i>post-hoc</i> Games-Howell (G-H) para verificação do significado das diferenças encontradas entre regiões. n.s. – não significativo quando $p > 0,05$ .....	161
Tabela III.3. – Resultado da significância ( $p$ ) do teste <i>post-hoc</i> Games-Howell (G-H) para verificação do significado das diferenças encontradas entre anos. Análise efectuada após estimativa ponderando os efeitos do factor região. n.s. – não significativo quando $p > 0,05$ .....	162
Tabela III.4. - Resultados da modelação que examina a influência da região, semana e período do dia (e suas interacções) no <i>IPC</i> , (todos os dados com a transformação $\log(x+1)$ , para o conjunto das áreas de trabalho). $R^2=0,64$ ; $R^2_{ajustado}=0,52$ .....	180
Tabela III.5 - Resultados do modelo para examinar a influência do ano e da semana (e suas interacções), no <i>IPC</i> (todos os dados com a transformação $\log(x+1)$ , para o conjunto das áreas de trabalho). $R^2=0,61$ ; $R^2_{ajustado}=0,43$ .....	182
Tabela III.6 – Resultados do modelo para examinar a influência do ano, semana e período do dia (e suas interacções), no <i>IPC</i> para o Alentejo interior (todos os dados com a transformação $\log(x+1)$ , para estas áreas) $R^2=0,77$ ; $R^2_{ajustado}=0,58$ ...	185
Tabela III.7 - Resultados da modelação que examina a influência do ano, semana e período do dia (e suas interacções), no índice de produtividade cinegética para o Algarve (todos os dados com a transformação $\log(x+1)$ , para estas áreas) $R^2=0,81$ ; $R^2_{ajustado}=0,56$ .....	187
Tabela III.8 – Síntese dos dados recolhidos durante o acompanhamento da actividade cinegética entre 1991 e 2004 em zonas de regime cinegético especial (ZRCE), incluindo zonas de caça turísticas (ZCT), associativas (ZCA) e municipais (ZCM) ....	198
Tabela III.9 - Resultados do GLM efectuado para examinar a influência do ano, semana e período do dia (e suas interacções) na razão etária ( $R^2=0,62$ ; $R^2_{ajustado}=0,45$ ) .....	220
Tabela III.10 – Razão sexual (macho/fêmea) verificada para as classes etárias, com a amostra (N) em que foi possível determinar o sexo por visualização das gónadas ...	225
Tabela III.11 – Comparações etária e sexual, efectuadas para cada uma das variáveis biométricas. Valores obtidos através do índice de dimorfismo (D), análise univariada ANOVA (F) e teste de Mann-Whitney U (Z). Valores de significância: * $p < 0,05$ , ** $p < 0,01$ e *** $p < 0,001$ .....	228
Tabela III.12 – Estatística descritiva para as variáveis largura e comprimento da cabeça e comprimento do bico (mm), obtida para a amostra do Algarve e Alentejo interior (1994 a 1996) .....	230
Tabela III.13 – Sumário do modelo linear para as variáveis biométricas largura da cabeça, comprimento da cabeça e do bico (mm) com potenciais variáveis explicativas .....	231
Tabela III.14 - Estatística descritiva para as variáveis comprimento (mm) do tarso, do primeiro polegar e terceiro dígito, obtidas para machos e fêmeas para o conjunto da amostra e para o total geral, independentemente de terem sido classificados sexualmente (dados de 1994 a 2004) .....	233

## Índice de Tabelas (cont.)

	Pág.
Tabela III.15 – Sumário do modelo linear para variáveis biométricas (comprimento do tarso, do dedo médio e do polegar (mm)) como potenciais variáveis explicativas ....	234
Tabela III.16 - Estatística descritiva para as variáveis comprimento (mm) da asa e da cauda, obtidas para o conjunto da amostra (dados de 1994 a 2004) .....	237
Tabela III.17 - Sumário do modelo linear para os comprimento da asa e da cauda (mm) como potenciais variáveis explicativas .....	238
Tabela III.18 - Contribuição dos factores da PCA com as três variáveis mais usadas para avaliar o tamanho estrutural da rola-brava. Cada valor representa a correlação entre a variável e o componente (**p<0,001). Só componentes com valor próprio >1 estão apresentados .....	242
Tabela III.19 - Valores de referência das variáveis biométricas de adultos de <i>S. turtur turtur</i> disponibilizados por diversos autores. Parâmetros utilizados na comparação da magnitude da diferença entre as variáveis morfométricas medidas por outros autores e o presente estudo (através do índice “d de Cohen”) .....	244
Tabela III.20 - Valores de referência das variáveis biométricas obtidas por diversos autores para jovens do ano de <i>S. turtur</i> , sem segregação sexual. Precisão da medida conforme apresentada nos trabalhos citados .....	245
Tabela III.21 - Índice “d de Cohen”, para comparação da magnitude da diferença entre outros autores e o presente estudo relativas às variáveis biométricas medidas em adultos de rola-brava. Valores em linha, para machos na metade inferior esquerda da matriz e para fêmeas na metade superior direita .....	246
Tabela III.22 - Resultados da análise discriminante usada para identificar o sexo de adultos de <i>S. turtur</i> , para o conjunto da amostra e respectiva avaliação do desempenho das duas funções obtidas .....	251
Tabela III.23 - Sumário do modelo linear do efeito na largura da banda de gordura sub-alar, de potenciais variáveis explicativas (e suas interações), para rolas-bravas amostradas durante a caça nas quatro regiões em nove anos ( $R^2_{ajustado}=0,36$ ) .....	263
Tabela III.24 - Estatística descritiva para o peso das rolas-bravas analisadas na totalidade da amostra (oito anos e todas as áreas juntas) .....	268
Tabela III.25 - Valores de referência (média, desvio padrão, mínimo, máximo e dimensão da amostra) para o peso de adultos e jovens de <i>S. turtur turtur</i> para o período pós reprodutor e migrador, disponibilizados por diversos autores. Magnitude da diferença entre o peso determinado no presente estudo e os restantes autores, avaliada pelo Índice “d de Cohen” .....	269
Tabela III.26 - Resultado do modelo efectuado entre o peso e as variáveis explicativas, usando o comprimento da asa e a largura de banda de gordura como covariáveis ( $R^2_{ajustado}=0,62$ ) .....	271

## Acrónimos, símbolos e abreviaturas

AFN	Autoridade Florestal Nacional (actual ICNF)
Agr	Agricultura
AIC	<i>Akaike's information criterium</i>
ANCOVA	Análise de Covariância
ANOVA	<i>ANalysis Of VAriance</i> (Análise de variância)
ArcGIS	Grupo de programas informáticos e que constitui um Sistema de Informação Geográfica (SIG), produzido pela ESRI
ArcView	Parte do ArcGIS que permite ver dados espaciais, criar mapas e fazer análise básica espacial (versão 3.2)
AUC	<i>Area under the curve</i> (Área abaixo da curva ROC)
BD	Bolsa de doutoramento
BTO	<i>British Trust for Ornithology</i>
°C	Graus Celsius, unidade SI de temperatura
ca.	<i>circa</i> (aproximadamente)
CAC	Programa “Censo de Aves Comuns”, SPEA
Cb	Comprimento do bico
Cc	Comprimento da cabeça
CEABN	Centro de Ecologia Aplicada “Prof. Baeta Neves”
CEE	Comunidade Económica Europeia
cf.	<i>confer</i> (confira)
“Chegadas”	Projecto “Chegadas”, SPEA
com. pess.	comunicação pessoal
comp.	comprimento
CORINE	Programa Europeu “ <i>COoRdination of INformation on the Environment</i> ”
CP	Culturas Permanentes (pomares e vinhas)
CRC	Programa “Censos de Populações Nidificantes de Rola-Comum em Portugal Continental”, DGRF
CZ	Índice de Czekanowski
<i>d</i>	Estatística <i>d</i> de Cohen
D	Índice de Dimorfismo
D1	Função discriminante 1
D2	Função discriminante 2
DGF	Direcção-Geral das Florestas, actual ICNF
DGRF	Direcção-Geral dos Recursos Florestais, actual ICNF
D.L.	Decreto-Lei

DP	Desvio-padrão
DRA	Direcção Regional de Agricultura (actual DRAP)
DRAAlg	Direcção Regional de Agricultura e Pescas do Algarve (actual DRAPALG)
E	Este (leste)
EBCC	<i>European Bird Census Council</i>
EC	<i>European Commission</i> (Comissão Europeia)
e.g.	<i>exempli gratia</i> (por exemplo)
et al.	<i>et alli</i> (e outros)
etc.	<i>et cetera</i> (entre outros)
EURING	EURING, organização coordenadora dos esquemas europeus de anilhagem
Excel	<i>Microsoft Office Excel</i> , programa editor de folhas de cálculo
F	Estatística F
FCT	Fundação para a Ciência e a Tecnologia
Folh	Folhas
g	grama, unidade de peso do SI
G-H	Teste <i>post-hoc</i> Games - Howell
g.l.	graus de liberdade
GAM	Modelos Aditivos Generalizados
GCV	Validação Cruzada Generalizada
GLM	<i>General Linear Model</i> (modelo linear geral)
H. Pinheiro	Herdade do Pinheiro (H.P)
ha	hectare, unidade de área do SI, equivalente a 10 000 m <sup>2</sup>
HGM	Sistema de referência espacial <i>Hayford-Gauss Militar</i>
I.A	Atlas do Ambiente
IBA	<i>Important Bird Area</i>
IC	Intervalo de Confiança
ICBP	<i>International Council for Bird Preservation</i>
ICN	Instituto de Conservação da Natureza (actual ICNF)
ICNF	Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas
i.e.	<i>id est</i> (isto é)
IGeoE	Instituto Geográfico do Exército
IGP	Instituto Geográfico de Portugal
IF	Instituto Florestal (actual ICNF)
IKA	Índice quilométrico de abundância
lpc	Índice de produtividade da caça
ISA	Instituto Superior de Agronomia
IUCN	<i>International Union for Conservation of Nature</i>
Jr.	Júnior
K ou Kappa	Estatística <i>Kappa</i> de Cohen
k	Variação anual relativa

km	quilómetro, unidade SI de comprimento (1 km=1000 m)
K-S	Teste de Kolmogorov-Smirnov
Lc	Largura da cabeça
Log10	Logaritmo de base 10
m	metro, unidade de comprimento básica do SI
MANOVA	Análise de Variância Multivariada
MF	Misto Florestal
mm	milímetro (1000 mm=1 m)
MtB	Matos esclerófilos do Barrocal
MtCA	Matos com árvores
n	Dimensão da amostra
N	Norte
NASA	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
ncf	<i>Spatial Nonparametric Covariance Functions</i>
NE	Nordeste
n.s.	não significativo
NUT	Nomenclatura de Unidade Territorial
O	Oeste
obs. pess.	observação pessoal
ONCFS	<i>Office National de la Chasse (ONC) et Faune Sauvage</i> , actual ONCFS
<i>p</i>	valor de significância <i>p</i> para os testes estatísticos
p1, p2..p8	primária 1, código atribuído à numeração centrífuga das rémiges primárias
PAC	Política Agrícola Comum
PacA	Pastagens e Pousios com Folhosas dispersas
PC	<i>Principal Component</i> (Componente Principal)
PC1	Variável resultante de PCA no eixo 1
PCA	<i>Principal Component Analysis</i> (Análise em componentes principais)
PECBMS	<i>Pan-European Common Bird Monitoring Scheme</i> (Esquema Pan-Europeu de Monitorização das Aves Comuns)
PEG	Planos Específicos de Gestão
PG	Planos de Gestão
PNEC	Programa Nacional de Estatísticas de Caça, ICNF
PNVG	Parque Natural do Vale do Guadiana
POEC	Planos de Ordenamento e Exploração Cinegética
POCTI	Plano Operacional para a Ciência, Tecnologia e Investigação
<i>post-hoc</i>	depois disso, testes estatísticos efectuados depois da ANOVA ter sido feita
Q. Freixo	ZCT da Quinta do Freixo
R	Linguagem de programação e ambiente de computação estatística e de gráficos
R <sup>2</sup>	Coeficiente de determinação de uma regressão linear

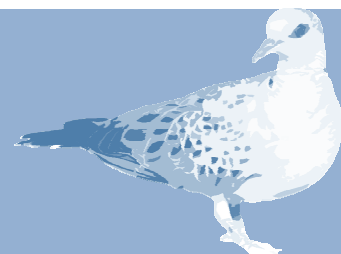
$r_p$	Coeficiente de correlação $r$ de Pearson
Res	Resinosas
RCE	Regime Cinegético Especial
RGC	Regime Geral de Caça
$r_s$	Coeficiente de correlação hierárquica $r$ de Spearman
ROC	<i>Receiver Operating Characteristic curve</i>
ROM	Reserva Ornitológica do Mindelo
RSPB	<i>Royal Society for the Protection of Birds</i>
S	Sul
<i>sensu</i>	sentido, significado em...
SEO	<i>Sociedade Española de Ornitologia</i>
SI	<i>Système International d'Unités</i> (Sistema Internacional de Unidades)
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SNPRCN	Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza (actual ICNF)
SpD	<i>Spatial dependence</i> - parâmetro de dependência espacial
SPEA	Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves
SPEC 3 - D	<i>Species of European Conservation Concern</i>
SPO	Sociedade Portuguesa de Ornitologia
SPM	Sistemas Parcelares Mistos
<i>sp.</i>	Uma espécie dentro de um género
<i>spp.</i>	<i>species pluralis</i> , indicativo de várias espécies do mesmo género
<i>Statistica</i>	<i>Software</i> de métodos estatísticos produzido pela StatSoft (versão 11)
<i>S. turtur</i>	<i>Streptopelia turtur</i>
SPSS	<i>Software - Statistical Package for the Social Sciences</i>
$\tau$	Coeficiente hierárquico de correlação de Kendall tau
T	Trajectos
teste G-H	Teste estatístico <i>post-hoc</i> Games- Howell
TRIM	<i>Software "TRends and Indices for Monitoring data"</i>
U	Valor do teste de <i>rank</i> U de Mann-Whitney
UE	União Europeia
UTL	Universidade Técnica de Lisboa
UK	<i>United Kingdom</i> (Reino Unido)
UTM	<i>Universal Transverse Mercator</i>
<i>vd.</i>	<i>vide</i> (veja-se)
<i>vs.</i>	<i>versus</i> (oposto a)
V.V. Ficalho	Vila Verde de Ficalho
WGS84	<i>World Geodetic System 1984</i>
$\chi^2$	Estatística do Qui-quadrado
Z	Estatística Z do teste de Wilcoxon e /ou do teste de Mann-Whitney

ZRCE	Zona de Regime Cinegético Especial
ZCA	Zona de Caça Associativa
ZCM	Zona de Caça Municipal
ZCN	Zona de Caça Nacional
ZCT	Zona de Caça Turística





# SECÇÃO



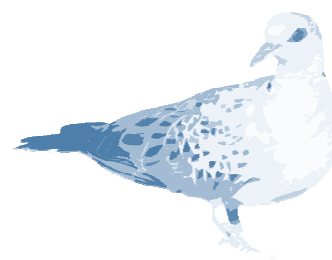
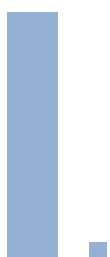
## INTRODUÇÃO GERAL



"Não há duvida que se produziu grande rarefacção no passaredo, mormente nas espécies migratórias (...). Qual a razão porque vai decrescendo a olhos vistos a espécie alada, não a sei eu descortinar."

Aquilino Ribeiro (1951), *Geografia Sentimental*, página 340





## INTRODUÇÃO GERAL

### I.1. Desafios da gestão sustentável de uma espécie migradora, cinegética e vulnerável

Todos os anos milhões de aves atravessam o deserto do Saara na viagem entre a Europa e a África, no maior sistema de migração de aves do Planeta, a rota Paleártico-africana (Walter & Rahbek, 2002; Newton, 2008). Estas aves ligam assim dois continentes e os seus biomas duas vezes ao ano (Berthold, 2001), com o objectivo de explorar vários ambientes cuja aptidão relativa em termos de sobrevivência ou reprodução muda periodicamente, geralmente com uma base sazonal (Rappole, 2013). Através do transporte de doenças e dos seus vectores, parasitas e sementes e do consumo de enormes quantidades de recursos enquanto se estão a preparar para os voos migratórios, estas aves alteram sazonalmente a composição das comunidades nos seus locais de origem, bem como nos pontos de descanso (*stop-over*) e nos de destino (Hahn *et al.*, 2009).

Apesar das aves migratórias aparecerem dispersas num grande território, elas são altamente vulneráveis a alterações a nível da paisagem e da disponibilidade dos recursos (Kirby *et al.*, 2008), causadas nomeadamente pela desertificação, intensificação agrícola, desflorestação e mudanças climáticas (*e.g.*, Fiedler, 2003; Harrison *et al.*, 2003; Browne & Aebischer, 2004; Newton, 2004). A maioria destas espécies migra em frentes numerosas, voando directamente sobre o Mediterrâneo (*e.g.*, Casement, 1966; Bruderer & Liechti, 1999), em períodos previsíveis do ano, tornando-se por isso vulneráveis a actividades de caça e captura (Rocher, 1979; Urcun, 1993; Rappole, 2013). Muitos destes migradores de longo-curso (aves canoras e afins) têm vindo a apresentar nas últimas décadas grandes declínios populacionais (*e.g.*, Both *et al.*, 2006; Sanderson *et al.*, 2006), cujas causas e consequências se começam agora a perceber (Schlaepfer *et al.*, 2002; Visser *et al.*, 2004; Wilson & Cresswell, 2006; Vickery *et al.*, 2001, 2014). A conservação destas espécies constitui assim um constante desafio devido às escalas espaciais em

causa e a interacção de múltiplos factores (Milner-Gulland & Rowcliffe, 2007; Kirby *et al.*, 2008). A exploração cinegética é apenas um deles e a sua relevância deverá ser comparada com uma miríade de outras ameaças potenciais, como epidemias (Lennon *et al.*, 2013; Stockdale *et al.*, 2015), perda de habitat e as alterações climáticas (Eglington & Pearce-Higgins, 2012; Adams *et al.*, 2014; Vickery *et al.*, 2014).

A importância de assegurar a perenidade dos recursos animais renováveis evidenciou-se dos trabalhos de Leopold (1933, 1934), sendo actualmente reconhecido que a gestão destes recursos deverá ter subjacente a manutenção e promoção de valores ao abrigo do conceito de sustentabilidade (Reynolds *et al.*, 2001; Morgera & Wingard, 2009). A aplicação deste conceito à gestão dos recursos é difícil pela sua abrangência, já que este engloba três vertentes principais: a biológica, a social e a económica (Gibson, 2006). A sustentabilidade biológica implica que a actividade não comprometa para o futuro a manutenção da população explorada nem a integridade dos sistemas biológicos onde ela se insere. A sustentabilidade social requer que a apropriação cultural, o suporte social e institucional possam funcionar a longo prazo. A sustentabilidade económica implica que a alternativa de gestão proposta seja concorrencial com outras não sustentáveis, em termos de geração de lucros. A gestão sustentável dos recursos animais numa determinada área tem também de ser vista como um processo que reconhece a dinâmica temporal dos vários sistemas envolvidos (causada, por exemplo, por flutuações estocásticas das populações ou por alterações políticas). Toda a sucessão de etapas envolvidas, desde a definição de objectivos até à implementação de acções de gestão, deverá basear-se no conhecimento daqueles sistemas (Jennings, 1995), bem como na avaliação do seu grau de resiliência e resistência (Milner-Gulland & Rowcliffe, 2007).

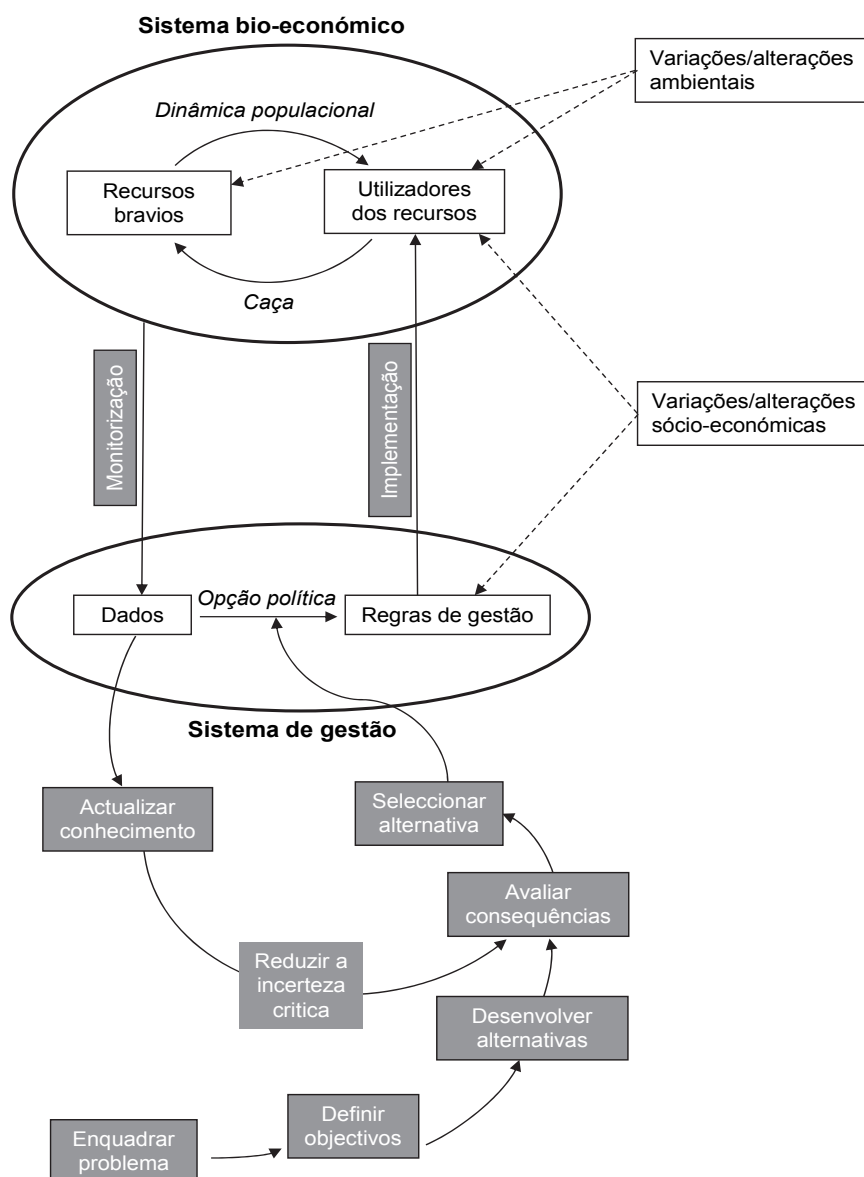
Os modelos básicos de gestão sustentável da caça assentam no princípio central da dinâmica populacional, em que o tamanho da população é regulado pela densidade e portanto governado por factores que interferem anualmente na natalidade e na mortalidade (Leopold, 1934; Bailey, 1984). Em particular para as espécies migradoras, os modelos implicam o conhecimento dos parâmetros populacionais referenciados em diferentes ambientes, de forma a poder alocar-se à exploração cinegética uma parte dos excedentes de produção animal numa época, sem afectar o estado da população futura (Rappole, 2013). Os inúmeros modelos desenvolvidos para a exploração de *stocks* (e.g., Giles, 1978; Basket *et al.*, 1993; Reynolds *et al.*, 2001; PBL, 2014) têm vindo a integrar gradualmente o conhecimento dos factores que controlam directamente esses parâmetros populacionais e a noção de que a caça é um sistema bio-económico (Clark, 1990; Ludwig, 2001). De acordo com esta teoria, a dinâmica populacional de uma espécie cinegética interage com os incentivos à disposição do caçador para determinar o

custo da caça. O resultado das decisões tomadas (onde, quando, como e quanto se caça) traduz-se num esforço de caça (Hunt, 2013; Carvalho *et al.*, 2014). A mortalidade por caça de uma população num dado momento é função do esforço de caça e isso determina a sustentabilidade biológica do sistema (Milner-Gulland *et al.*, 2001). A estabilidade destes sistemas bio-económicos é determinada pela estrutura institucional (*i.e.*, quem tem controle sobre a caça ou sobre a protecção da espécie) e pela estrutura do mercado (*i.e.*, se é diversificado ou não) (Jacobson & Decker, 2006; Fisher *et al.*, 2013).

Um dos principais obstáculos para uma avaliação fiável dos modelos populacionais é a falta de dados de boa qualidade, tanto na estimativa dos parâmetros populacionais, como no estatuto da população e na taxa de exploração (Ludwig, 2001; Runge, 2011; Weinbaum *et al.*, 2013). Esta situação agudiza-se para muitas das espécies migradoras trans-saarianas, em que as séries temporais de dados são curtas ou confinadas a segmentos da população europeia (Roux *et al.*, 2008; Rappole, 2013). O conhecimento das características fisiológicas (traduzidas em índices de condição corporal ou de condição reprodutora) utilizadas como ferramenta na avaliação do estatuto populacional (Harder & Kirkpatrick, 1994; Stevenson & Woods, 2006; Cooke *et al.*, 2013) é, no caso destas espécies, pontual e incipiente. Coincidentemente, a informação disponível sobre os abates e o esforço de caça é irregular e inexistente para uma boa parte do seu ciclo de vida. Um outro conjunto de dificuldades prende-se com questões de controlo: ao longo da sua área de distribuição, as espécies são controladas por diferentes autoridades, que respondem a prioridades sociais e políticas diferenciadas, ficando as suas populações mais vulneráveis nas zonas com critérios menos exigentes de gestão (Brooks *et al.*, 2001).

Uma consequência das dificuldades atrás mencionadas é a incerteza sobre a dinâmica do sistema bio-económico e sobre a sua resposta futura às diferentes acções de gestão (Peterson *et al.*, 2003). Este aspecto levou à integração do princípio da precaução em muitos programas de conservação e em quadros legislativos (*e.g.*, Akçakaya *et al.*, 2000; Morgera & Wingard, 2009; Cooney & Abensperg-Traun, 2013). Paralelamente, aquela incerteza conduziu ao desenvolvimento de abordagens de gestão que reconhecem a falta de informação e incorporem a incerteza a vários níveis, desde a estimativa dos parâmetros populacionais, à escolha do modelo, até à selecção dos programas de gestão (Wade, 2001; Peterson *et al.*, 2003a). A gestão adaptativa surgiu como uma das ferramentas do campo da análise de decisão com muito mais potencial na gestão de espécies exploradas e ameaçadas (Runge, 2011): é um caso especial da tomada de decisão estruturada para decisões recorrentes feitas sob incerteza (Stankey *et al.*, 2005) em que as consequências das alternativas de gestão não são conhecidas com

exactidão (Walters, 1986). A ideia subjacente a esta visão, é que se experimente com o sistema, em vez de tentar analisar as partes individualmente, de forma a obter melhor informação sobre as possibilidades de gestão e depois se façam os planos apropriados (Holling, 1978; Walters & Holling, 1990). Uma abordagem que englobe a proposta de alternativas e a identificação da preferencial deverá ser complementada com a avaliação da incerteza crítica e com uma etapa de monitorização contínua (Figura I.1). A informação obtida nesta etapa permite ir actualizando os modelos preditivos e adaptar as decisões futuras de acordo com o novo conhecimento de como o sistema responde à gestão (Milner-Gulland & Rowcliffe, 2007).



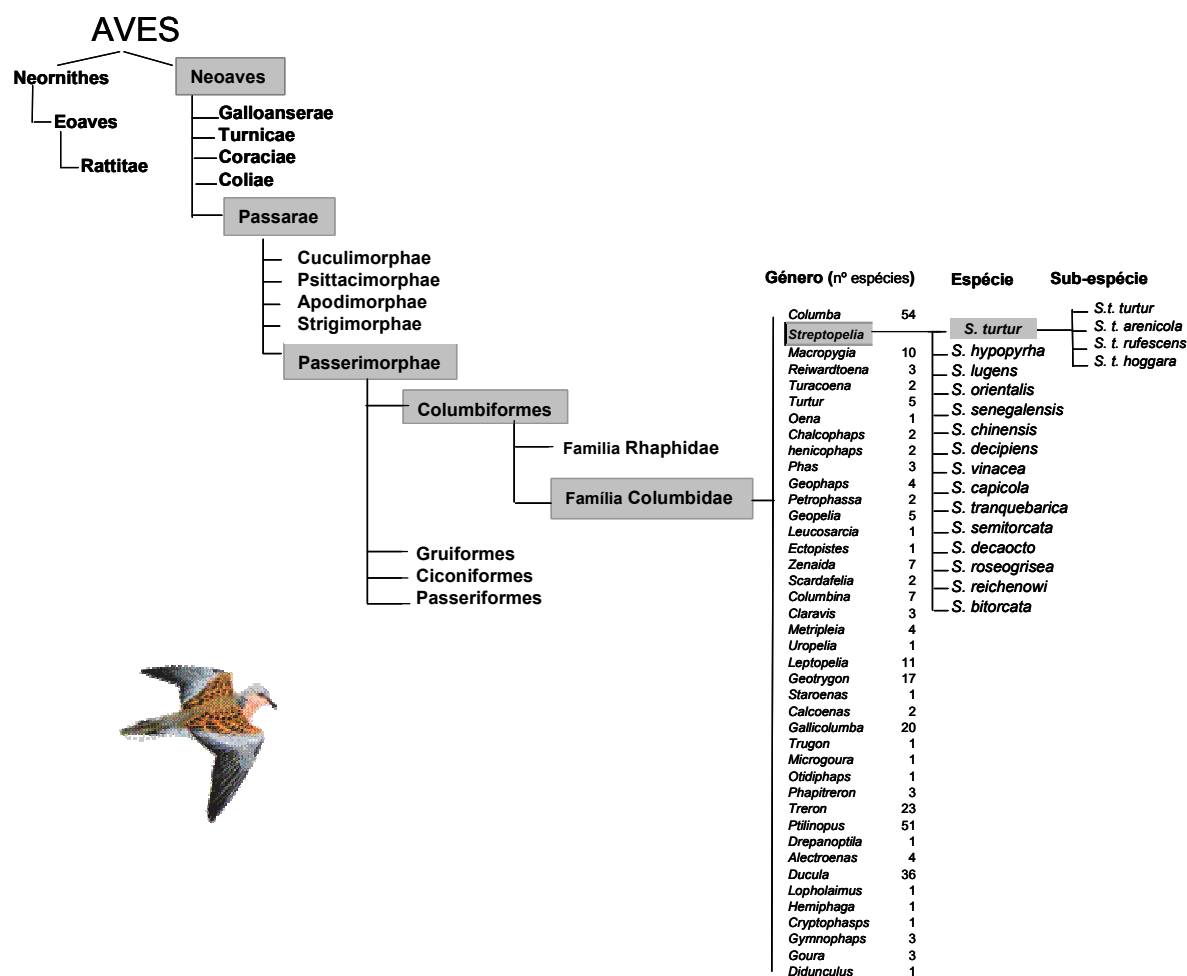
**Figura I.1** - Representação da dinâmica dos sistemas (bio-económico e de gestão) e das afectações (setas a tracejado) a considerar para a sustentabilidade dos recursos bravios (adaptado de Milner-Gulland & Rowcliffe, 2007). A aplicação da abordagem adaptativa ao sistema de gestão engloba diferentes etapas sequenciais, identificadas a cinzento (adaptado de Runge, 2011).

Nas últimas décadas documentaram-se várias experiências de implementação da gestão adaptativa (Parma, 1998; Stankey *et al.*, 2003; Mcfadden *et al.*, 2011) das quais a gestão cinegética dos anatídeos nos Estados Unidos da América é um dos poucos exemplos de sucesso continuado (Johnson, 2011). A adopção de uma monitorização adaptativa (*sensu* Lindenmayer & Likens, 2009) em que os programas de monitorização poderão evoluir interactivamente à medida que nova informação emerge e que as questões de pesquisa mudam, permitirá aumentar as probabilidades de sucesso (Rioux *et al.*, 2010). Entretanto, muitas instituições responsáveis pela gestão de recursos em todo o mundo interiorizaram, pelo menos conceptualmente, a visão da gestão adaptativa (Runge, 2011): por exemplo, no quadro da Convenção da Biodiversidade tornou-se evidente a necessidade de desenvolver instrumentos que permitam avaliar o progresso do estado das espécies face aos valores que se pretendem promover (PBL, 2014). Nesta óptica têm vindo a ser desenvolvidos conjuntos de critérios e de indicadores aplicáveis à monitorização da gestão sustentável de diversos recursos biológicos (e.g., Milner-Gulland & Akçakaya, 2001; Morgera & Wingard, 2009; Gregory & van Strien, 2010). No entanto, a ponderação dos resultados de gestão, inerente à análise e tomada de decisão é sempre subjectiva e os resultados estão ainda limitados pelo nosso conhecimento do sistema (Nichols & Williams, 2006). No fim, é só através da monitorização e com o envolvimento de todas as partes interessadas no processo que a gestão pode ser efectiva (Lindenmayer & Likens, 2009). E isto, no que toca às aves migradoras constitui um desafio acrescido (Crick & Jones, 1992; Kirby *et al.*, 2008).

A rola-brava [*Streptopelia turtur* (Linnaeus, 1758)] surge como um caso de estudo de toda esta problemática. É o único columbiforme migrador transaariano que nidifica na região do Paleártico ocidental (Gibbs *et al.*, 2001), onde a sua distribuição estival se estende por mais de sete milhões de km<sup>2</sup> (BirdLife International, 2004). Os seus terrenos de invernada a sul do Saara são ainda mal conhecidos (Cramp, 1985; Browne & Aebischer, 2005; Hansen *et al.*, 2007) e os seus movimentos migratórios estendendo-se por mais de quatro mil quilómetros (Morel, 1986), apenas recentemente começaram a ser desvendados (Eraud *et al.*, 2013). O facto de completar o seu ciclo anual em regiões tão díspares e sujeitas a pressões tão diferentes (Eraud *et al.*, 2009; Ockendon *et al.*, 2012) torna-a um interessante, mas difícil, objecto de estudo. Na secção seguinte são detalhadas algumas das características da espécie, enquadrada na família Columbidae (Ordem Columbiformes) que permitem sustentar esta opinião.

## I.2. A rola-brava *Streptopelia turtur*. O columbídeo migrador estival do Paleártico Ocidental

A família Columbidae (Figura 1.2), onde a rola-brava se insere é cosmopolita, encontrando-se a sua maior diversidade nos trópicos (Cramp, 1985), em particular na Ásia (Cheke, 2005); inclui algumas das aves menos conhecidas do Mundo, bem como das mais ubíquas, como o pombo-feral, *Columba livia* (Linnaeus, 1758) (Baptista, 1997).



**Figura 1.2** – Inserção de *Streptopelia turtur* no cladograma resumido da Classe Aves (Linnaeus, 1758) (de acordo com Gibbs *et al.*, 2001 e atualizado por Cheke, 2005 e BirdLife International, 2008). A espécie, uma das 320 incluídas na família Columbidae, partilha a área de distribuição com outras congéneres: no Paleártico ocidental com *S. decaocto* e *S. roseogrisea*, esta evadida de cativeiro (Martinez, 2004) e em África com *S. hypopyrha*, *S. orientalis*, *S. senegalensis*, *S. decipiens*, *S. vinacea* e *S. semitorcata* (e.g., Carvalho & Dias, 2001).

Vários autores (e.g., Westmoreland *et al.*, 1986) consideram que as peculiaridades da biologia reprodutiva desta família contribuem fortemente para o sucesso de muitas espécies, apesar do elevado nível de predação a que algumas estão sujeitas. Os



columbídeos investem pouco na construção do ninho, que normalmente é uma acumulação tosca de gravetos num ramo horizontal de uma árvore (Coverleys, 1945; Santos-Júnior, 1980); como tal, se predado, o ninho pode ser substituído em poucos dias (Neves, 1983). Não têm ovos crípticos, mas sim um ou dois ovos brancos conspícuos que podem ser claramente vistos do chão através dos raminhos que sustentam o ninho (Themido, 1933-1935). Contam, por isso, com um período de incubação curto e com o facto de permanecerem sobre os ovos para que a eclosão ocorra antes de serem descobertos por predadores (Bosque *et al.*, 2004). Os jovens nidícolas crescem rapidamente devido a uma alimentação rica em proteína (Gillespie *et al.*, 2012), segregada pelos progenitores (o leite do papo), o que evita uma dieta suplementar em invertebrados (Peiro, 1983; Garrigues *et al.*, 1991). Os juvenis adquirem rapidamente a capacidade de sair do ninho e voar, mesmo com metade do tamanho dos progenitores, reduzindo por isso o seu período de vulnerabilidade (Murton *et al.*, 1963). Esta compressão do ciclo reprodutor viabiliza o sucesso frequente de mais do que uma postura anual (Murton & Westwood, 1977) e permite a manutenção das respectivas populações sem ser necessário recorrer a grandes ninhadas, como acontece noutras famílias de aves (Basket *et al.*, 1993; Gibbs *et al.*, 2001). Complementarmente, outras adaptações fisiológicas permitem à maioria das espécies desta família uma boa dispersão, em particular nas regiões semi-áridas (Morel, 1986, 1987): têm a capacidade de aumentar a temperatura interna; boa resistência à desidratação, ao mesmo tempo que conseguem compensar em poucos minutos importantes déficits em água, o que lhes permite fazer um número restrito de visitas diárias para beber; os seus voos rápidos e possantes permitem atingir pontos de água distantes, possibilitam a algumas espécies fazerem longas migrações e a outras vaguearem um pouco por todo o Mundo à procura de novos habitats para explorarem (Gibbs *et al.*, 2001).

O género *Streptopelia* tem uma distribuição historicamente reservada à Eurásia, mas algumas espécies foram introduzidas no Novo Mundo e Austrália (Goodwin, 1983; Romagosa, 2002). A maioria dos representantes do género é granívora e alimenta-se no chão, habitando terrenos mais ou menos abertos onde a vegetação lenhosa seja suficiente para abrigo e criação (Johnson *et al.*, 2001). Algumas espécies, como a rola-turca, *S. decaocto* (Frivaldszky, 1838), parecem altamente adaptadas a ambientes antropomorfizados e expandiram a sua área de distribuição (Reino *et al.*, 1998; Romagosa, 2002) enquanto outras, como *S. hypopyrha* (Reichenow, 1910), têm áreas de distribuição muito restritas (Carvalho & Dias, 2006). As quinze espécies incluídas neste género têm porte médio e caudas razoavelmente longas (Baptista, 1997). A maioria tem uma plumagem de cores subtis com cinzentos e castanhos, por vezes tingidos de rosa.

Muitas espécies têm padrões marcados na cauda e no pescoço, em que penas brancas e pretas podem fazer um colar ou uma mancha distinta (Cramp, 1985).

A rola-brava, *Streptopelia turtur*<sup>1</sup> é o columbídeo mais pequeno da Europa, medindo cerca de 28 cm de comprimento e variando o seu peso entre 85 e 186 gramas, de acordo com a época do ano (Baker, 1993). Quando voa, esta rola exhibe um batimento de asas mais irregular do que os pombos. A cauda é negra, com uma barra terminal branca (Figura 1.3). Nos adultos, as coberturas das asas têm um padrão castanho mosqueado de preto e o pescoço possui um conjunto de barras negras e brancas que é designado vulgarmente por colarinho (Baptista, 1997). Estas características do padrão de coloração permitem distingui-la facilmente da rola-turca, quando em simpatria no Palearctico ocidental. Descrições detalhadas da espécie e suas congêneres podem ser encontradas em Cramp (1985) e em Gibbs *et al.* (2001).



**Figura 1.3** - Aspecto geral de uma rola-brava, *Streptopelia turtur* (Linnaeus, 1758): (a) Adulto (Foto de Allon Kira, 2007); (b) Juvenil; Adulto em voo, (c) visão dorsal e (d) ventral (Fotos de Doveut, 2008).

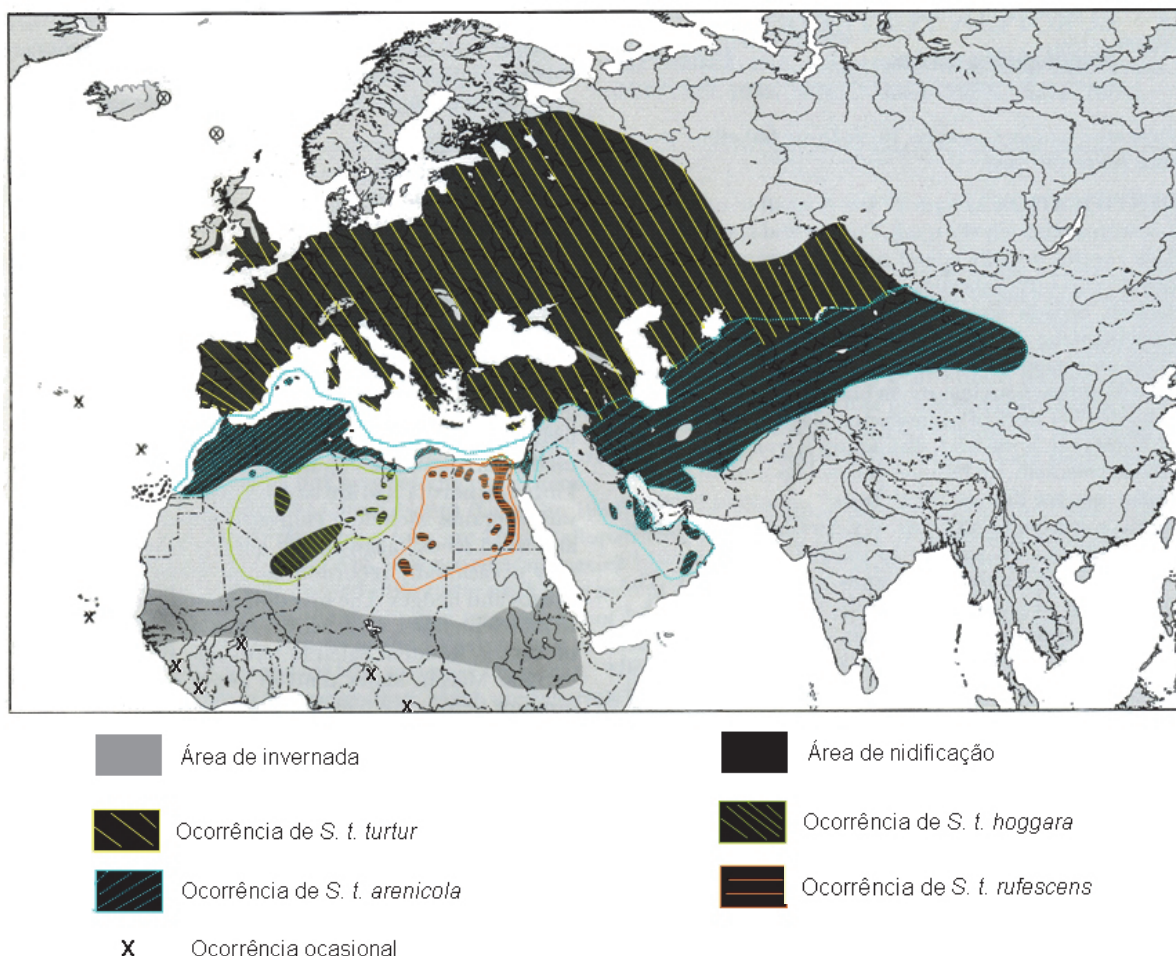
<sup>1</sup> Themido (1933-1935) refere para *Streptopelia turtur* (rola-brava, também chamada simplesmente rola ou rola-comum) a seguinte sinonímia: *Turtur communis* Tait, 1894; *Turtur auritus* Oliveira, 1886; *Turtur auritus* Ray in Giraldes, 1879; *Turtur vulgaris* Dresser, 1910; *Turtur turtur* Seabra, 1911; *S. turtur turtur* Tait, 1924.

Tal como na generalidade da família, tanto o dimorfismo como o dicromatismo sexual em *S. turtur* são muito ligeiros, com os machos aparentemente maiores e de padrão de coloração mais intensa que as fêmeas (Cramp, 1985). Apesar de algumas espécies de *Streptopelia* serem altamente politípicas (Baptista, 1997), no caso de *S. turtur* constata-se uma ligeira variação geográfica, nomeadamente no tamanho médio e nos tons da coloração (Moreau, 1972). Este facto consubstanciou o reconhecimento de quatro subespécies (Morel, 1985; Gibbs *et al.*, 2001) (Figura I.4):

- Streptopelia turtur turtur* (Linnaeus, 1758) – distribui-se pela Europa, norte da Rússia, Ásia Menor, ilhas do Mediterrâneo (com excepção das Baleares), Madeira e Canárias; distingue-se das restantes pelo maior tamanho e coloração mais intensa e sombria, em particular no peito e na região escapular; os tons de azul-acinzentado da cabeça descem até à nuca (comprimento da asa: 173-182 mm).
- S. turtur arenicola* (Hartet, 1894) – distribui-se pelo norte de África, Baleares, Ásia Central, China Ocidental, Mongólia, Iraque, Irão e Afeganistão; é, em média, mais pequena e pálida que *S. t. turtur*; tende a ter menor cobertura azul-acinzentada na nuca, menos cor de vinho no baixo-ventre e a barriga mais esbranquiçada; contudo, mistura-se muito com a nominal e com *S. t. hoggara* e muitos espécimes são indistinguíveis (comprimento da asa: 171-177 mm);
- S. turtur hoggara* (Geye von Schweppenburg, 1916) – distribui-se pelas montanhas de Aïr, Argélia, Nigéria e Chade e outros locais dispersos em África; também mais pequena e pálida que a nominal, em particular nas partes superiores; o manto e uropígio são, no entanto, de um castanho mais quente e ainda persiste algum azul-acinzentado na nuca; as emarginações das penas das asas são maiores, bem como a margem branca na cauda (comprimento da asa: 163-164 mm);
- S. turtur rufescens* (ou *S. t. isabelina*) (C.L. Brehm, 1985) – distribui-se pelos oásis do vale do Nilo, Egipto e Líbia, oásis ocidentais da África Saariana e do norte do Sudão; é a mais pequena e de coloração mais viva; as partes inferiores são parecidas com *S. t. turtur*, mas as superiores são mais pálidas, sem azul-acinzentado na cabeça, com o peito mais arroxeadado e a mistura de castanho com preto, mais uniforme; a porção terminal da cauda, na parte inferior, é bastante distinta das restantes, por ser mais larga - 34 mm nas penas exteriores, por oposição a 25 mm nas de *S. turtur* (comprimento da asa: 158-161 mm).

Parece existir portanto um gradiente em que *S. t. turtur* e *S. t. rufescens* se diferenciam nitidamente pela cor da plumagem e tamanho; *S. t. hoggara* assemelha-se

mais a *S. t. rufescens*, e a plumagem da subespécie *arenicola* toma todas as colorações intermédias entre *S. t. turtur* e *S.t. hoggara* (Morel, 1985).



**Figura 1.4** - Distribuição mundial de *Streptopelia turtur* durante os períodos de invernada e de nidificação. Identificação das áreas de ocorrência das quatro subespécies reconhecidas (baseado em Moreau, 1972; Cramp, 1985; Gibbs *et al.*, 2001; Borrow & Demey, 2004).

Uma característica comum a todas as subespécies é terem uma migração telescópica (Rappole, 2013), com áreas diferentes de nidificação e uma área comum de invernada em África. De facto, a população total desta espécie cifra-se em 2,8 a 14 milhões de casais reprodutores (BirdLife International, 2004) e a maioria passa mais de metade do seu ciclo de vida entre 10° e 20° de latitude Norte (Eraud *et al.*, 2013), o que corresponde à zona Saheliana-sudaneza (Moreau, 1972). Na migração outonal, as populações ocidentais europeias (de *S. turtur turtur*) utilizam um corredor atlântico, via Sul-Oeste de França e Península Ibérica (Marchant, 1969; Santos-Júnior, 1981, 1983; Devort *et al.*, 1988), onde se juntam às aves que criaram em Espanha e Portugal, atravessando Marrocos e a Mauritânia e finalmente invernando nas savanas arborizadas da região ocidental da África tropical (Moreau, 1956; Murton, 1968; Hansen *et al.*, 2007).



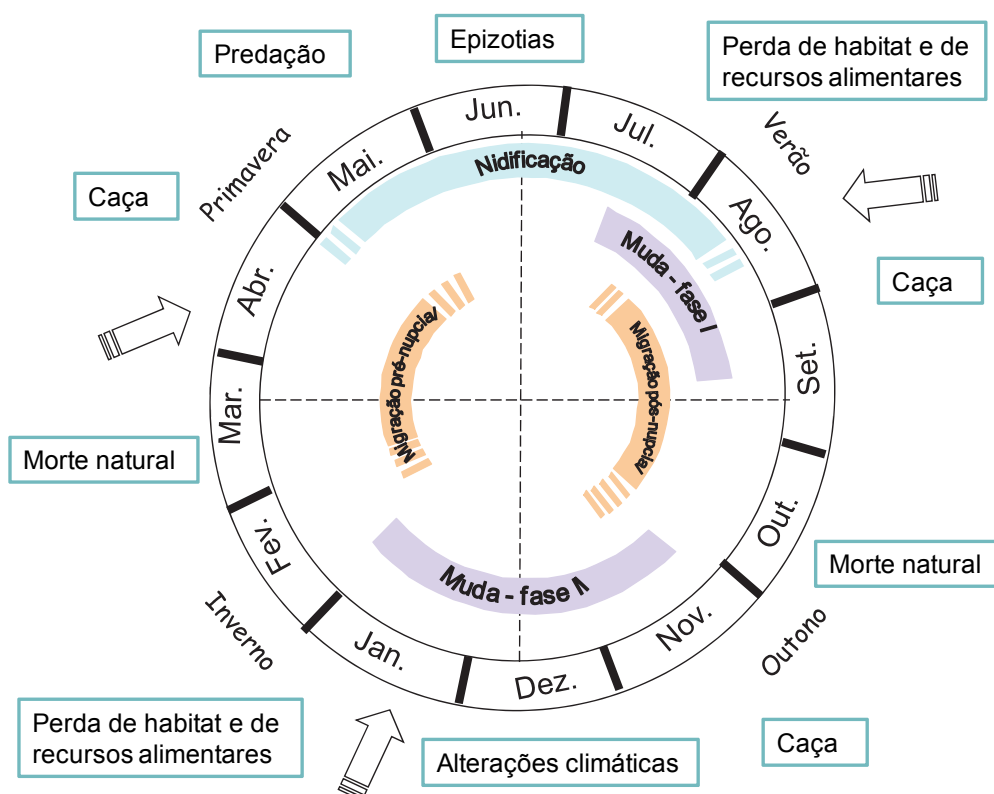
Senegal, Gambia, Guiné-Bissau, o norte da Guiné-Conacri e o sudoeste do Mali parecem albergar a maior parte destas populações (Moureau, 1972; Carvalho & Dias, 2001; Lutz & Jensen, 2007), mas a rola-brava também foi reportada mais a sul, em Burkina Faso, Nigéria, Costa do Marfim, Gana e Camarões (Eraud *et al.*, 2013); como visitante ocasional, foi encontrada no Kalahari e no Kruger, na África do Sul (Borrow & Demey, 2004; Hansen *et al.*, 2007). Alguns indivíduos invernam em Marrocos (Jarry, 1994). Uma banda de migração mais oriental, provavelmente proveniente das aves da Europa central (Rouxel, 2000; Bankovicks, 2001a), estende-se sobre a Itália, Malta, Chipre, Tunísia e Líbia e, possivelmente inverna no Sudão, Etiópia e Chade (Murton, 1968; Nankinov, 1994; Hansen *et al.*, 2007). Dados recentes de acompanhamento remoto de alguns indivíduos (através de geolocalizadores ou de emissores satélite – e.g., Argos (Eraud & Lormé, 2015) confirmam a utilização de “*stop-overs*” antes e após o atravessamento do Saara e ainda movimentos de centenas de quilómetros (Eraud *et al.*, 2013; Proud, 2015) no rasto das alterações sazonais da vegetação e de disponibilidade alimentar (Moreau, 1972; Fuller, 2012) nas áreas de invernada. Durante este período, os bandos observados são compostos por exemplares das diferentes subespécies (Morel & Morel, 1979, 1988; Morel, 1985, 1987), colocando algumas limitações na identificação de efectivos e contingentes migradores (Moreau, 1972). Constatou-se também que indivíduos nascidos no mesmo local utilizam diferentes invernadouros, o que poderá acrescentar variabilidade na condição das aves para a migração primaveril (Eraud *et al.*, 2013).

O retorno aos locais de nidificação pela via atlântica é feito através de uma rota mais oriental que a utilizada durante a migração pós-reprodutora (Morel, 1986; Eraud *et al.*, 2013; Proud, 2015). Durante a Primavera e Verão, indivíduos da subespécie nominal podem ser encontrados em toda a Europa, com excepção do Arco Alpino, da porção ocidental da Irlanda e dos países nórdicos. A sua distribuição neste continente está associada com a isotérmica dos 16°C de temperatura mínima em Julho (19 °C na Grã-Bretanha) e com um óptimo de altitudes que se estende desde o nível do mar até aos 800 m (Nankinov, 1994a), mas ocasionalmente em encostas mais quentes pode criar até aos 1000 m (Lutz & Jensen, 2007).

As aves migradoras exibem ritmos circanuais de muda, crescimento das gónadas, inquietação migratória e acumulação rápida de gordura, cuja função é preparar os animais para a migração e a reprodução (Rappole, 2013). Estes ritmos, sincronizados de acordo com algumas pistas ambientais, como o fotoperíodo e a temperatura (Newton, 2008), podem ser influenciados indirectamente pela capacidade de suporte do meio (Figura I.5) em qualquer das fases do ciclo de vida (Knudsen *et al.*, 2011). A forma como este fenómeno se repercute na dinâmica populacional da rola-brava é praticamente desconhecida. Apenas recentemente se confirmou a importância para o recrutamento da

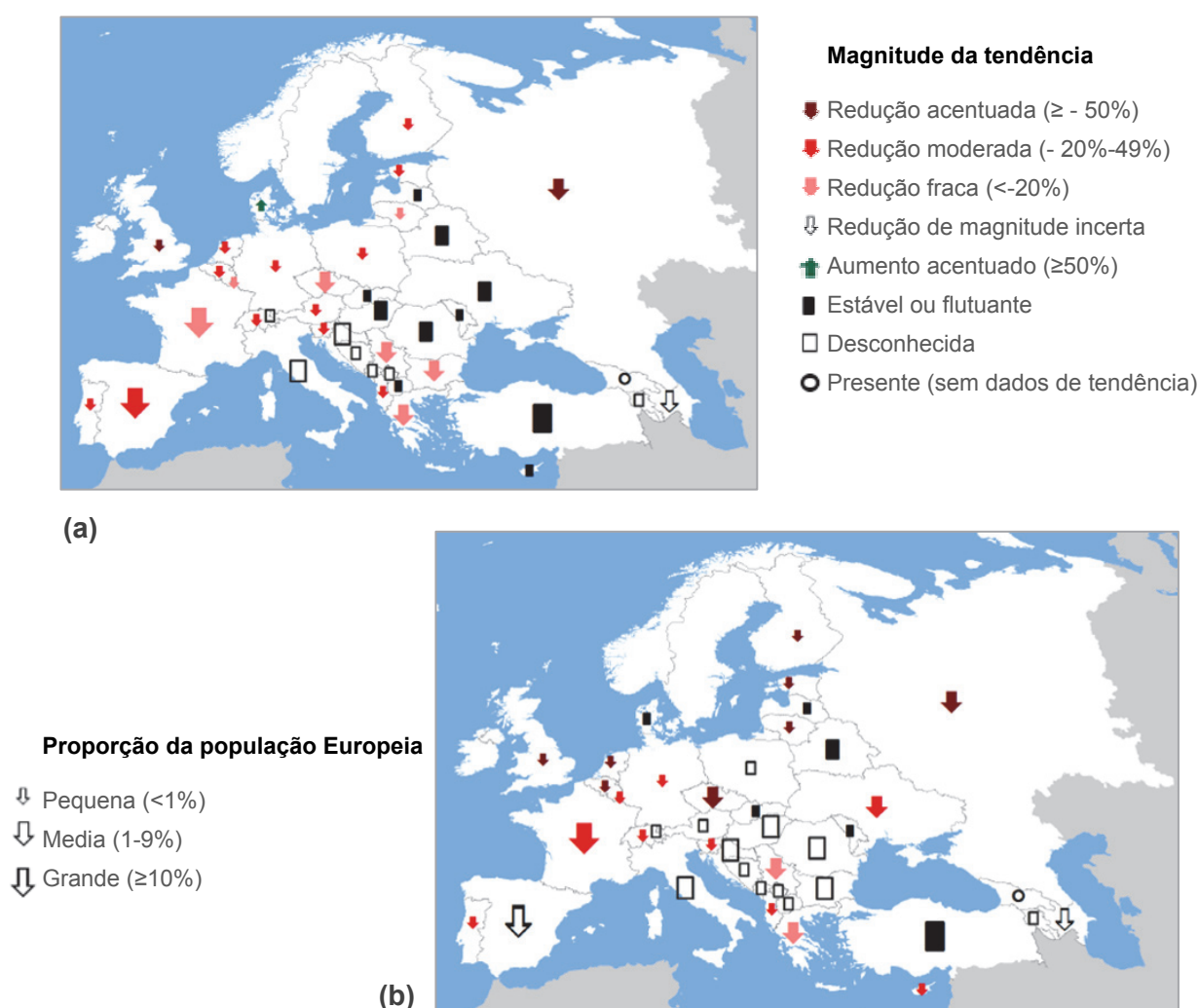
população reprodutora, das disponibilidades alimentares nos locais de invernada e de paragem durante as migrações (Eraud *et al.*, 2009, 2013).

A rola-brava é caçada, quer nos internadouros (Moreau, 1972; Carvalho & Dias, 2001), quer durante as migrações (Rocher, 1979; Devort & Veiga, 1984; Lutz & Jensen, 2007) quando se aproxima dos pontos de água ou de alimentação (Santos-Júnior, 1981, Rocha & Hidalgo, 2001, 2002). As concentrações de indivíduos registadas em alguns locais proporcionam um elevado número de abates (Moreau, 1972; Rocha & Quillfeld, 2015), em particular em países (e.g., Marrocos, Mauritânia) onde a espécie era, até há alguns anos, considerada uma praga das culturas (El Mastour, 1988). Na Europa, a caça a esta espécie é autorizada após a reprodução e durante as migrações outonais (Comissão Europeia, 2008). O calendário venatório abrange por isso uma parte do período pós-reprodutor (Rapolle, 2013) em que os jovens emancipados e os adultos após a conclusão das actividades reprodutoras efectuem a muda e se preparam para a migração (Figura I.5). Não existe, no entanto, informação que permita avaliar o efeito da exploração cinegética na condição fisiológica, nos parâmetros demográficos e na dinâmica populacional ao longo da sua área de distribuição (Lutz & Jensen, 2007).



**Figura I.5** – Esquema do ciclo anual da rola-brava (*S. turtur*), com a calendarização aproximada dos eventos controlados endogenamente e com a identificação dos principais factores a operar nas diferentes fases (caixas exteriores ao ciclo anual).

A rola-brava detém, desde as últimas décadas, um estatuto de conservação desfavorável na Europa – SPEC 3 - D (Jarry, 1997), que decorre da constatação do declínio significativo das suas populações (ca. 4% ao ano), assinalável a partir de 1970 em países da Europa Ocidental (BirdLife International, 2004; Burfield & Van Bommel, 2004). Enquanto a situação da espécie parece ter estabilizado em alguns países (nomeadamente da Europa Central e Oriental) na última década (Bankovicks, 2001), a maioria das populações, incluindo as de dimensões consideráveis, como as de Espanha, Rússia e França, tem vindo a manter a tendência de decréscimo nos últimos trinta anos (Figura I.6). Recentemente foi-lhe atribuído o estatuto de Vulnerável a nível mundial e na Europa (*sensu* IUCN, versão 3.1), onde se estima ter ocorrido uma redução das suas populações entre 30% a 49% em três gerações (~15,9 anos) (BirdLife International, 2015).



**Figura I.6** - Situação da população nidificante de *S. turtur* na Europa: (a) Tendência recente (2000-2012) e (b) de longo prazo (1980-2012) (extraído de BirdLife International, 2015).

As razões para a persistência desta situação de declínio têm sido atribuídas principalmente à redução e degradação dos seus habitats de alimentação, nidificação (Browne & Aebischer, 2005; Buruaga *et al.*, 2012) e invernada (Cresswel *et al.* 2007; Eraud *et al.*, 2009), em conjugação com a melhoria das condições de fixação de casais nos regadios do norte de África (e.g., Hanane & Baamal, 2011; Hanane, 2014; Yahiaoui *et al.*, 2014) e com uma insustentável pressão cinegética, tanto nos invernadouros como nas migrações primaveris (em Malta e França) e outonais (Tucker & Heath, 1994; Rocha & Hidalgo, 2002; Lutz & Jensen, 2007). De facto, na região mediterrânica recaem sobre esta espécie antigas e arreigadas tradições venatórias (Pinho, 1905; Rocher, 1979; Normandin, 1999) o que lhe confere um estatuto económico e afectivo importante (El Mastour, 1988; Santos-Júnior, 1989; Montoya & Meson, 1994; Thomaidis *et al.*, 1997; 2000, 2001; Dubois, 2002).

### I.3. Portugal na rota da rola-brava

Portugal situa-se numa situação estratégica da rota migratória de *Streptopelia turtur*, em virtude da sua proximidade quer com a barreira atlântica quer com o continente africano. Assume por isso particular relevância como ponto de apoio para as populações primaveris que se estabelecem em latitudes mais setentrionais (Moreau, 1956, Casement, 1966; Murton, 1968).

De Abril a Setembro a rola-brava encontra-se amplamente distribuída em Portugal continental em habitats agrícolas e florestais. Os primeiros indivíduos instalam-se no território em meados de Abril (Pereira, 1979; Feith, 2013), iniciando a reprodução durante o mês de Maio (Catry *et al.*, 2010). A espécie é mais abundante a norte do Tejo, tendo-se estimado entre dez a cem mil, o número de casais reprodutores para década de 1980 (Rufino, 1989). Apesar da manutenção da população ter sido reportada para o início dos anos 2000 (Cabral *et al.*, 2006), dados mais recentes apontam para uma redução da população nidificante que actualmente corresponde a cerca de 1% (BirdLife International, 2015; Tabela I.1) da totalidade da população reprodutora estimada para a Europa (entre 6,3 e 11,9 milhões de indivíduos maduros). No final do Verão os contingentes desta espécie em solo português aumentam em virtude da sua utilização pelos migradores oriundos de outras regiões de nidificação da Europa, em viagem para os quartéis de invernada. Por esta altura, coincidente com o período venatório, caçam-se em Portugal entre 6% a 12% do total de abates de rola-brava estimado para a Europa (Lutz & Jensen, 2007).



**Tabela 1.1** – Estatutos de conservação e situação legal da rola-brava (*Streptopelia turtur*) em Portugal, na Europa e a nível global. Informação extraída dos livros vermelhos de Portugal (SNPRCN, 1990; Cabral *et al.*, 2006) e de Espanha (Martinez, 2004) e de Tucker & Heath (1994), BirdLife International (2004, 2015) para a restante área de ocorrência.

Área ocorrência	% da pop. regional/global	Tipo de ocorrência	Estatuto populacional		
			1990's	2005	2015
Portugal continental	<1	Mig/rep	V	LC	LC
Açores	0	-	-		
Madeira	0	Oc/ Rep	R		
Espanha	13-23	Mig/Rep	V	Vu	Vu
Europa	25-49	Mig/Rep	SPEC III - D	SPEC III - D	Vu
UE a 27	17-34	Mig/Rep	SPEC III - D	SPEC III - D	NT
Global (IUCN)	100	Mig/Rep./Inv.	LC	LC	V

Instrumento legal	Anexos
Convenção de Berna	Anexo III
Convenção de Bona	Não incluída
Convenção CITES	Anexo A
Directiva Aves/Habitats	Anexo D (Anexo II/2 da Directiva Aves)
Lei da caça	Anexo das espécies cinegéticas migradoras

Categorias de ameaça, atribuídas na primeira edição do Livro Vermelho (SNPRCN, 1990) e na segunda (Cabral *et al.*, 2006) de acordo com os mesmos códigos (e adaptação dos critérios) usados na IUCN *Red Data List*:

LC – não preocupante (least concern); NT- quase ameaçado (near threatened); R – raro; V e Vu – vulnerável; SPEC III – D – desfavorável (apesar das populações globais não estarem concentradas na Europa, Tucker & Heath, 1994)  
Tipo de ocorrência: Mig – migradora; Rep- reprodutora na área; Inv - invernante; Oc – ocasional (Equipa Atlas, 2008)

O reconhecimento da situação preocupante da rola-brava na Europa, conduziu à elaboração de um plano de gestão para a espécie a nível da União Europeia, em que desde a primeira versão (Boutin, 1998), se tem vindo a destacar a necessidade de obter dados actualizados sobre o estatuto populacional e os factores de afectação das populações, em particular nos países incluídos nas rotas de migração e nas áreas de invernada (Lutz & Jensen, 2007). De facto, a informação sobre ecologia desta espécie poderia considerar-se, até ao final dos anos 1990, exígua. Na Europa destacam-se os trabalhos de Murton *et al.* (1964), Murton (1968, 1969) e G.E.R.E.A. (1987) e nas zonas de invernada os de Morel & Morel (1979, 1988) e Morel (1985, 1986, 1987). Na Península Ibérica, até à década de noventa do século passado, os estudos sobre rola-brava versaram a biologia reprodutora e as passagens migratórias e foram efectuados pontualmente na região de Madrid (Peiró, 1985, 1990; Jiménez *et al.*, 1992), e no norte de Portugal (e.g., Isidoro, 1964; Cordeiro, 1977; Santos-Júnior, 1979, 1983, 1988; Neves, 1983). Nas últimas décadas, porém, o trabalho sobre a ecologia reprodutora da rola-

brava intensificou-se em Inglaterra (e.g., Browne & Aebischer, 2003, 2003a; 2004; Browne *et al.*, 2005; Dunn & Morris, 2012) e na envolvente do Mediterrâneo (Marraha, 1992; Boutin, 2001; Peiró, 2001; Dubois, 2002; Hannane & Maghnouj, 2005; Roux *et al.*, 2006; Boukhemza-Zemmouri, 2008; Bakaloudis *et al.* 2009; Hanane & Baamal, 2011). O estudo da pressão cinegética manteve-se no entanto quase inexistente (Chambole, 1986; Rocha & Hidalgo, 2001b, 2002). Também em Portugal, onde a espécie foi considerada vulnerável entre 1990 e 2005 (Cabral *et al.*, 2006), algum trabalho foi desenvolvido, centrando-se na compilação de informação dispersa sobre os fluxos e períodos migratórios (e.g., Dias, 1996; Dias *et al.*, 1996), sobre a biologia reprodutora (Fontoura & Dias, 1995; Dias & Fontoura, 1999) e a dieta e estrutura da população estival (e.g., Dias & Fontoura, 1996; Fontoura, 2004).

O carácter pontual daqueles trabalhos evidenciou a necessidade de os enquadrar numa abordagem multi-escala que equacionasse a importância das práticas agro-florestais e da gestão cinegética para a manutenção da população nacional. De facto, apesar da distribuição da espécie estar já documentada para Portugal (Rufino, 1989; Equipa Atlas, 2008) ainda não houve estudos que detalhassem as relações entre as variações regionais de abundância e os habitats. Este conhecimento pode ser importante para a gestão e conservação da espécie tendo em vista o eventual efeito de degradação do habitat potencial causado por abandono das terras, intensificação agrícola e urbanização (Feranec *et al.*, 2010; Bugalho *et al.*, 2011). A possibilidade de explorar a grande variedade paisagística documentada em Portugal peninsular (Aguiar & Pinto, 2008) poderá ser considerada uma mais-valia, mesmo em termos internacionais, já que esta abrangência falta à maioria dos estudos referidos anteriormente. Por exemplo, atendendo a que as medidas de gestão se efectivam normalmente à escala da parcela, será fundamental expandir o conhecimento sobre o habitat e micro-habitat de nidificação para lá dos contextos não predominantemente agrícolas (Dunn & Morris, 2012; Hanane, 2012). Por outro lado, não obstante os dados dos últimos anos sugerirem um declínio acentuado (Meirinho *et al.*, 2013) das populações portuguesas de rola-brava (ca. 49%), não foi ainda confirmada a abrangência temporal desta tendência nem avaliada a sua regionalização, aspecto que poderá ter implicações para operacionalizar medidas de gestão. Finalmente, se a observação pontual das rolas caçadas permitiu a confirmação da sobreposição entre o período reprodutor e o período cinegético (Dias & Fontoura, 1996a; Dias & Rocha, 1999; Fontoura *et al.*, 1999; Fontoura, 2004), mantiveram-se as questões sobre a magnitude desta sobreposição e sobre a forma como esta pode influenciar o sucesso reprodutor e a demografia da espécie (Tomillo, 2013; Rocha & Quillfeldt, 2015). De facto, o conhecimento até à data sobre alguns parâmetros fisiológicos, utilizados para avaliar a apropriação de recursos ou o efeito de factores de

*stress*, não inclui a proveniência nem a fase do ciclo de vida avaliada. É por isso insuficiente para modelar diferenças regionais e temporais na evolução desses parâmetros ou para os usar como indicadores num programa de monitorização, à semelhança do que acontece com outras espécies congéneres (Otis, 2006; Miller, 2009). A possibilidade de produzir resultados inéditos através da conjugação de uma abordagem pontual com uma abordagem nacional surgiu com a implementação nas últimas décadas de quatro iniciativas nacionais focadas em obter dados de abundância da espécie (Cordeiro *et al.*, 2001; Dias *et al.*, 2003) e de resultados de exploração em zonas de regime cinegético especial (Santos, 1998; Dias & Rocha, 1999).

## I.4. A tese toma forma

### I.4.1. Objectivos

A exploração sustentável dos recursos animais silvestres é central para muita da actual política de conservação (Reynolds *et al.*, 2001; Morgera & Wingard, 2009) e deverá ser baseada num conhecimento sólido do contexto biológico, social e económico (Robinson & Bennet, 2000). No entanto, para o caso de um migrador obrigatório de longo curso (Knudsen *et al.*, 2011), como *S. turtur*, persistem em aberto inúmeras questões básicas da sua demografia, ecologia e da pressão cinegética que dificultam a tomada de decisões. O plano de gestão para a rola-brava na Europa espelha esta preocupação ao evidenciar as lacunas de informação, em particular nos países com responsabilidades quer na manutenção das populações reprodutoras quer na conectividade migratória da espécie (Lutz & Jensen, 2007).

Esta tese focou-se no estudo dos padrões de abundância, reprodução e de pressão cinegética para identificar critérios de suporte à gestão das populações de rola-brava em Portugal. Neste contexto, os principais objectivos foram:

- 1) Conhecer a evolução espacial e temporal dos padrões de distribuição e abundância da população nidificante de *S. turtur* e desenvolver modelos explicativos, que relacionem esses padrões com factores (bióticos ou abióticos) que possam ser geridos;
- 2) Conhecer a componente espacial e temporal do nicho reprodutor; caracterizar a variação geográfica na biologia e cronologia reprodutora;
- 3) Revelar diferenças na expressão dos parâmetros demográficos, morfo-fisiológicos e de actividade reprodutora, durante o período cinegético;
- 4) Conhecer o padrão espacio-temporal da pressão cinegética e o seu impacto nas populações nidificantes.

O trabalho desenvolvido nesta tese visou a concretização dos objectivos anteriores de forma a promover uma melhor adequação à realidade nacional/regional dos planos de ordenamento e exploração cinegética (POEC) e planos de gestão (PG) em Portugal. A nível europeu pretende-se contribuir para a actualização regular dos critérios e indicadores de exploração sustentável em vigor (Comissão Europeia, 2008) e para a revisão do Plano de Gestão Europeu (agora sob a forma de um plano de acção) no âmbito de um projecto LIFE recentemente aprovado (BirdLife International, 2012; Proud, 2015).

#### **I.4.2. A abordagem**

A regulação populacional em aves migradoras é um assunto complexo devido à miríade de factores envolvidos no ciclo anual (Newton, 2004, 2004a) e à importância relativa das pressões a operar nas diferentes fases do ano (Rappole, 2013). A abordagem utilizada nesta tese centrou-se na recolha e análise da informação sobre alguns aspectos da ecologia da rola-brava durante a sua estadia em Portugal, explorando dois dos factores extrínsecos com maior influência nas tendências populacionais de aves na Europa (e.g., Eglington & Pearce-Higgins, 2012): a alteração no habitat de nidificação e a pressão cinegética. A área estudada no âmbito desta tese abrange a generalidade do território continental de Portugal, já que a confirmação da nidificação de *S. turtur* nas regiões insulares foi apenas efectuada em poucos casos isolados na ilha da Madeira (Zino, 1991; Zino *et al.*, 1995; Barone & Delgado, 2002). O estudo agora apresentado congregou várias linhas de trabalho onde algumas tarefas foram desenvolvidas em paralelo e outras de uma forma sequencial. A sua organização estrutural e funcional está descrita na secção seguinte e sintetizada no diagrama da figura I.7.

Os trabalhos referem-se a dois períodos de permanência da rola-brava em território nacional - o período reprodutor e o período cinegético (que decorre após a reprodução e durante as migrações outonais, *cf.* I.2). Esta divisão pragmática está desde há décadas consignada na lei (e.g., Dec. N° 20199 de 1931; Comissão Europeia, 2008) e foi ao encontro das necessidades de gestão diferenciada abordadas neste trabalho. É precisamente a fronteira entre os dois períodos que, ao constituir um dos pontos de maior controvérsia na gestão desta espécie, será objecto de análise. Por exemplo, o conhecimento das características reprodutivas da rola-brava, aliado ao estudo da pressão cinegética, contribuiu para avaliar a magnitude da sobreposição entre os dois períodos, potenciando uma melhor calibração do zonamento e do calendário venatório.

As escalas temporais e espaciais, ao influenciar os processos e os padrões de resposta dos organismos ao seu ambiente (e.g., Fuller, 2012; Reino *et al.*, 2013) são

indissociáveis de qualquer programa de gestão. Por esta razão, o plano de trabalhos adoptado baseou-se em sinergias entre vários projectos de investigação e outras iniciativas nacionais para potenciar uma abordagem a multi-escala, tanto para o período reprodutor como para o cinegético. Assim, e em termos de abrangência geográfica decorreu:

- a nível nacional/ regional, no caso do estudo dos padrões globais de abundância reprodutora e de produtividade cinegética;
- a nível regional/local para os estudos de biologia e ecologia reprodutora (selecção de habitat), pressão cinegética, e condição fisiológica das populações caçadas;
- a nível local para caracterização do habitat reprodutor da espécie.

A selecção das áreas para os estudos de escala regional/local resultou do compromisso entre quatro factores:

- Comportarem populações com número significativo de efectivos, quer no período reprodutor, quer no cinegético;
- Serem representativas de um contexto paisagístico e diferenciadas em termos de cobertura vegetal, ocupação humana e pressão venatória;
- Disponibilidades logísticas e de financiamento para a realização do trabalho;
- Autorização dos proprietários para realizar todas as tarefas do estudo, desde a monitorização dos casais reprodutores ao acompanhamento das caçadas.

A abrangência temporal dos dados usados nos estudos regionais/locais foi relevante e levou a que as comparações inter-anuais fossem predominantemente feitas por região/local. Os dados reportam-se a 1993-1996 para o Algarve<sup>2</sup>, a 1998-2000 para o Baixo Alentejo no Parque Natural do Vale do Guadiana (PNVG)<sup>3</sup> e a 2003-2004 para Trás-os Montes, Ribatejo e Oeste e Alto Alentejo<sup>4</sup>. No entanto, em qualquer das situações foi possível efectuar comparações intra-estação (semanais). Os estudos de abrangência nacional tiveram também duas escalas temporais. O padrão espacial de abundância e a sua relação com o uso do solo foram modelados com dados obtidos em Maio de 2002 e 2003<sup>4</sup>. Já a avaliação temporal das tendências, foi mais abrangente: baseou-se em duas décadas de dados (1989-2011) para a variação inter-anual dos efectivos caçados de rola-brava<sup>5</sup>, e no período 1994-2004 para a variação inter e intra-anual da população reprodutora<sup>6</sup>.

<sup>2</sup> Projecto CIENCIA BD/2360/92-RN e PRAXIS XXI – BD5616/95.

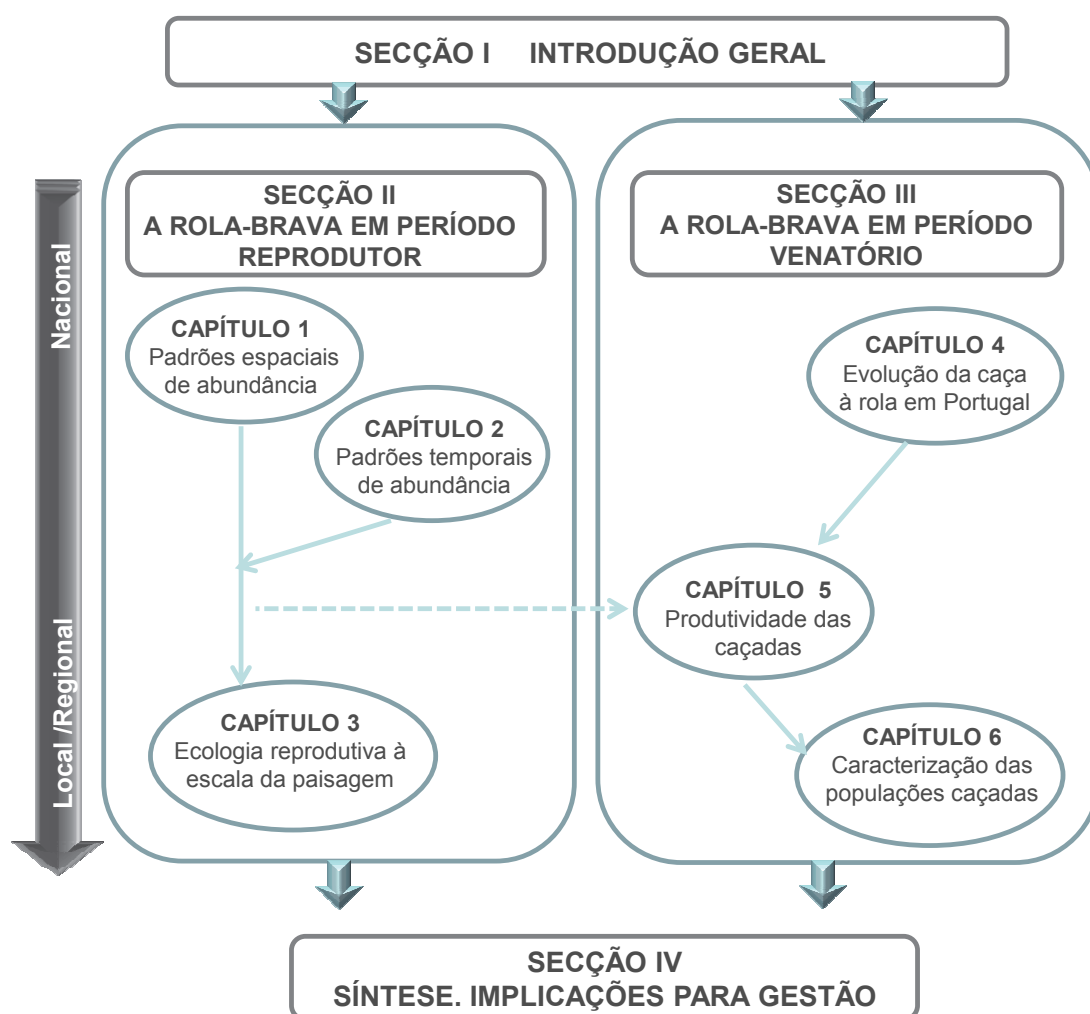
<sup>3</sup> Projecto "Monitorização das populações de rolas no PNVG". 1998-2000, coordenado pelo CEABN do ISA.

<sup>4</sup> Projecto POCTI/BSE/41067/2001. 2002-2005, coordenado pelo CEABN do ISA

<sup>5</sup> Programa CRC "Censos de Populações Nidificantes da Rola-comum em Portugal Continental". 1994-2005, coordenado pela DGRF (actual ICNF)

<sup>6</sup> Programa "Resultados da exploração cinegética em Zonas de Regime Cinegético Especial". 1989 - a decorrer, coordenado pelo ICNF

A abordagem adoptada integrou a tentativa de resolução de problemas metodológicos, com vista a agilizar alguns aspectos da monitorização da espécie nos dois períodos de permanência em Portugal. Uma destas questões estava relacionada com a amostragem de populações nidificantes à escala nacional. Neste âmbito optou-se por explorar diversos factores que permitem a optimização e padronização dos censos (e.g. Fuller & Langslow, 1984; Palmeirim & Rabaça, 1994; Rosenstock *et al.*, 2002). Outro conjunto de questões esteve relacionado com o desenvolvimento de ferramentas para otimizar a análise dos abates no campo, de forma a obter dados sobre a estrutura da população e o estatuto migrador individual na época cinegética. Neste âmbito exploraram-se as características externas e ferramentas fisiológicas (Milenkaya *et al.*, 2013) que permitem diagnosticar o sexo, idade e a condição corporal (e.g., reprodutora) dos indivíduos (e.g., Garrigues *et al.*, 1989, 1991). A utilidade dos resultados assim obtidos para um programa de monitorização da espécie a nível nacional, requerido pela UE (Comissão Europeia, 2008), foi discutida na última secção da tese.



**Figura 1.7** - Representação gráfica dos componentes da tese (quatro secções com 6 capítulos) e suas relações contextualizadas num gradiente de análise nacional a local.

### I.4.3. Estrutura da tese

A apresentação formal do documento de dissertação em quatro secções distintas decorre da abordagem adoptada. O enquadramento geral da problemática é sintetizado nesta introdução geral (**Secção I**), assim como a apresentação dos objectivos do estudo e da abordagem seguida. Inclui também uma caracterização da espécie centrada em aspectos (taxonómicos, biológicos e do ciclo de vida) relevantes para a discussão dos resultados apresentados ao longo da tese. Nas três secções seguintes é exposto o desenvolvimento dos trabalhos em capítulos que seguem a ordem das linhas de trabalho apresentadas no diagrama de integração das actividades (Figura I.7). Atendendo a que as áreas de estudo e as metodologias não são comuns a todas as linhas de trabalho, optou-se por não dedicar capítulos a uma descrição genérica daqueles aspectos, ao abordá-los especificamente em cada capítulo.

A **Secção II** centrou-se no estudo das populações de rola-brava durante o período reprodutor, englobando três capítulos com escalas temporais e espaciais diferenciadas:

**Capítulo 1** – Foram caracterizados os **padrões espaciais** da distribuição e abundância da rola-brava a nível nacional, recorrendo a dados obtidos em duas amostragens pontuais primaveris. Foram também exploradas as associações entre os padrões de abundância identificados e variáveis de uso do solo. Esta avaliação a macro-escala permitiu justificar a selecção de áreas de estudo usadas nos capítulos 3, 5 e 6.

**Capítulo 2** – Foram verificados os padrões espaciais nacionais identificados no capítulo 1 e caracterizadas as **variações temporais** na abundância da espécie durante o período reprodutor. Para o efeito recorreu-se a dados de abrangência nacional obtidos através de censos efectuados entre Abril e Agosto, de 1994 a 2004. Determinou-se a evolução das populações primaveris ao longo dos anos e ao longo da época, o que contribuiu para avaliar tendências regionais nas populações e na cronologia reprodutora.

**Capítulo 3** - Foi obtida informação sobre a **biologia e ecologia reprodutora** da espécie em diferentes contextos geográficos e paisagísticos (nomeadamente de uso do solo). Assim, a monitorização dos casais reprodutores em seis áreas de estudo, seleccionadas com base nos capítulos anteriores, permitiu comparar cronologias e densidades reprodutoras, bem como a composição de territórios de nidificação. O acompanhamento mais intenso de uma das áreas visou a avaliação inter-anual dos parâmetros reprodutores e dos locais de nidificação.



A **Secção III** sobre o período venatório englobou três capítulos focados na caracterização da pressão cinegética e das populações de rola-brava caçadas, usando mais uma vez escalas temporais e espaciais complementares:

**Capítulo 4** – Utilizaram-se os quadros de caça anuais de Zonas de Regime Cinegético Especial (ZRCE) compilados desde 1989 a 2011 para caracterizar a distribuição espacial da **abundância dos abates de rola-brava** (produtividade cinegética) e a sua tendência nacional e regional nas últimas décadas. Estes resultados foram contextualizados no panorama cinegético português, permitindo discutir a importância social e cinegética da rola-brava e perspectivar os resultados obtidos nos capítulos seguintes.

**Capítulo 5** – Complementou-se a informação obtida no capítulo anterior com o estudo da **evolução da pressão cinegética em áreas de nidificação da rola-brava**. Para o efeito foram analisados dados obtidos na monitorização de caçadas em vinte ZRCE ao longo da época e em vários anos, para modelar a influência do período do dia, da semana e do ano na produtividade das caçadas.

**Capítulo 6** – Avaliou-se o **estado das populações de rola-brava caçadas**, centrando a análise na caracterização biométrica, na estrutura etária e sexual e nos estatutos reprodutor e migratório. Recorreu-se à observação dos exemplares abatidos durante as sessões de caça acompanhadas no capítulo anterior para modelar a variação daqueles parâmetros ao longo da época e entre locais.

Na **Secção IV** foram sintetizadas e integradas as principais conclusões do estudo, de modo a perspectivar a posição de Portugal numa gestão integrada da rola-brava a nível internacional:

- Construiu-se um **modelo conceptual de gestão da espécie** em Portugal com base na informação entretanto obtida sobre os parâmetros populacionais e influenciado pelo contexto paisagístico e pressão cinegética. Foi avaliada a importância da variabilidade espacial e temporal na abundância da população reprodutora e no estado da população caçada para a regionalização desse modelo de gestão.
- Discutiram-se as **implicações dos resultados obtidos** para a gestão da espécie a nível nacional e internacional, traduzindo-se em sugestões centradas na gestão do habitat durante o período reprodutor e no calendário venatório, em período cinegético.
- Foram tecidas as **considerações finais** sobre o desenvolvimento deste trabalho e abordadas perspectivas da sua integração em futuros estudos.

Para além da listagem das referências bibliográficas, este documento contém ainda um conjunto de apêndices com informação complementar referida nos vários capítulos.



# SECÇÃO



## A ROLA – BRAVA EM PERÍODO REPRODUTOR

### CAPÍTULO 1. Padrões espaciais de abundância de *Streptopelia turtur*



“A Primavera era bem bonita por aqueles campos abaixo, com o marantéu nas moitas, o cuco onde calha, e as rolas na coruta dos pinheiros ao desafio, a quererem roubar o rolo umas às outras à força de melúrias e denguiques”

Aquilino Ribeiro (1943), *Volfrâmio*, página 277

A informação constante deste capítulo foi publicada em:

Dias, S.; Moreira, F.; Beja, P.; Carvalho, M.; Gordinho, L.; Reino, L.; Oliveira, V. & Rego, F. (2013) - Landscape effects on large scale abundance patterns of turtle doves *Streptopelia turtur* in Portugal. *European Journal of Wildlife Research*, **59**: 531-541 (vd. Apêndice VII).

## 1

**Padrões espaciais de abundância de *Streptopelia turtur*****1.1. Introdução**

O estudo das relações entre espécies e habitats tem sido um assunto fulcral na ecologia e é actualmente de importância primordial na conservação e planeamento (e.g. Seoane *et al.*, 2004; Mateo-Tomás & Olea, 2009). Por exemplo, o conhecimento preciso da distribuição dos organismos é essencial para a definição e delimitação de áreas de interesse de conservação (e.g., Jennings, 1995; Margules *et al.*, 2002; Williams *et al.*, 2002; Loiselle *et al.*, 2003; Gil, 2005; Eaton *et al.*, 2009) bem como na avaliação de impactes das actividades humanas na biodiversidade (e.g., Farina, 1997; Preiss *et al.*, 1997; Robinson & Robinson, 1999; Chamberlain & Fuller, 2001; Moreira *et al.*, 2001; Newton *et al.*, 2004a; Fuller *et al.*, 2005; Gregory *et al.*, 2009) ou mesmo para o teste de hipóteses de biogeografia (e.g., Mourell & Ezcurra, 1996; Reino *et al.*, 1998; Brumfield, 2005; Stracey & Pimm, 2005). No entanto, para uma boa utilização desta informação é também necessário ter em conta a estrutura espacial e temporal dos dados quando se estabelecem pressupostos sobre as populações, devido ao agrupamento natural da distribuição de uma espécie numa paisagem (Bayliss *et al.*, 2005; Fuller, 2012), em particular quando o ambiente é muito variável e espacialmente estruturado (Wiens, 1989).

As assimetrias naturais da distribuição de populações animais, para além de se encontrarem associadas a padrões climáticos e de vegetação (Brown, 1995) estão também fortemente condicionadas pela história natural (Newton, 2008) e intervenção humana na ocupação do solo (Kristan, 2006). A rola-brava que, tal como outras aves migratórias, completa o seu ciclo anual em diferentes áreas geográficas é um bom exemplo deste cenário. Na sua actividade diária usa estratos diferentes de vegetação, em habitats de cariz agrícola e florestal (Murton, 1968; Catry *et al.*, 2010). Esta estruturação do seu nicho ecológico mantêm-se quer nas zonas de invernada, quer nas de nidificação (Morel, 1987; Carvalho & Dias, 2001; Browne & Aebisher, 2004). Na Europa mais setentrional a rola-brava está mais associada a paisagens agrícolas onde nidifica nos

matos, bosquetes, orlas de matas e sebes (Priednieks *et al.*, 1989; Aubineau & Boutin, 1998; Rouxel, 2000; Bankovics, 2001; Browne & Aebisher, 2004). A intensificação agrícola foi considerada como uma das principais causas de redução do sucesso reprodutor e do declínio da população nessas regiões, provavelmente devido à perda de habitat adequado para nidificar e para se alimentar (Vickery *et al.*, 2001; Browne & Aebisher, 2005; Dunn & Morris, 2012). Em contraste, a contribuição das alterações de uso do solo para o declínio das populações na região Euro-mediterrânica é incerta, devido à insuficiente informação sobre as necessidades de habitat da espécie. Os poucos estudos disponíveis sugerem que a espécie é afectada por padrões globais de ocupação de solo (Seoane, 2004), ocorrendo tanto em paisagens florestais como agrícolas (Fontoura & Dias, 1995; Hermant & Frochot, 1997; Bakaloudis *et al.*, 2009). Dentro das paisagens florestais a rola-brava parece ser influenciada quer pelo tipo florestal (*e.g.*, folhosas *vs.* coníferas), quer pelo tipo de gestão silvícola, apresentando frequentemente elevadas densidades em florestas com pouco sub-coberto (Rocha & Hidalgo, 2002; Martinez, 2004; Camprodon & Brotons, 2006; Bakaloudis *et al.*, 2009). Nas paisagens agrícolas da região mediterrânica, a rola-brava ocupa uma grande variedade de habitats, atingindo densidades particularmente elevadas em culturas permanentes como oliveais, laranjais e outros pomares de sequeiro (Peiró, 1990; Boukhemza-Zemmouri *et al.*, 2008; Hanane *et al.*, 2011; Hanane, 2014). A gestão agrícola parece também influenciar a densidade da rola-brava, já que algumas culturas são usadas especificamente na alimentação enquanto outras são utilizadas como locais de instalação dos ninhos (Dias & Fontoura, 1996; Rocha & Hidalgo, 2002; Hanane, 2012). Apesar destes dados, a maioria dos estudos na região mediterrânica foram efectuados a pequena escala (*e.g.*, Chamberlain & Fuller, 2000, 2001; Seoane *et al.*, 2004, 2004a; Buruaga *et al.*, 2012) e por isso os seus resultados podem reflectir especificidades ecológica locais ou regionais. Mantém-se por isso questionável se as preferências de habitat documentadas também podem afectar os padrões de abundância a larga escala.

O conhecimento dos padrões globais de distribuição e abundância da rola-brava à escala nacional pode ser uma ferramenta útil na atribuição do seu estatuto populacional, bem como na selecção e regionalização de medidas de gestão e na quantificação dos impactes dessas medidas. Esta informação requer dados de índices populacionais, recolhidos em programas de monitorização e dados de distribuição baseados em trabalho de atlas a nível nacional. Pelo menos na Europa e durante as últimas décadas, estes trabalhos tem vindo a ser efectuados (*e.g.*, Jarry, 1994; Bankovics, 2001; Martinez, 2004; Baker *et al.*, 2006; Roux *et al.*, 2006; Kerus & Racinski, 2008; Jiguet, 2009; Risely *et al.*, 2009; PECBMS, 2012, 2015). Por exemplo, na região mediterrânica a rola-brava distribui-se de uma forma generalizada mas descontínua e heterogénea. Os trabalhos de

acompanhamento das populações francesas de *S. turtur* evidenciaram áreas de maior densidade nas regiões do Centro-Oeste, Oeste (vale do rio Loire) e Sul-Pirinéus (Roux *et al.*, 2006). Esta assimetria verifica-se também em Espanha onde a distribuição da espécie é muito limitada nas áreas de maior altitude e nas estepes da meseta, traduzindo-se numa maior abundância nas províncias ocidentais relativamente às orientais (Martinez, 2004). O primeiro atlas das aves nidificantes de cobertura nacional em Portugal (Rufino, 1989) aponta para maiores índices de ocorrência e abundância desta espécie a norte do Tejo, aspecto que se manteve na última década (Equipa Atlas, 2008). No entanto, não existe um estudo que relacione este padrão de distribuição na época de nidificação com o uso do solo, factor que se verificou ter imensa importância nos padrões de biodiversidade (e.g., Tews *et al.*, 2004) em particular no Mediterrâneo (Atauri & De Lúcio, 2001; Bugalho *et al.*, 2011).

A impraticabilidade de se amostrar grandes áreas ou o condicionalismo de se assumir que a distribuição dos animais é estática, fez com que o estudo da distribuição das espécies recorra ao desenvolvimento de modelos explicativos e preditivos (BirdLife International, 2004; Sierdsema & van Loon, 2008). Estes modelos permitem mapear distribuições recorrendo a interpolações a partir de ocorrências reais e, por outro lado, relacionar o padrão de ocorrência de uma espécie com algumas variáveis seleccionadas de um conjunto plausível, resultando num habitat potencial passível de ser colonizado pela espécie (Telleria *et al.*, 1992). Essas variáveis podem derivar de dados climáticos e topográficos (Telleria & Santos, 1994; Carrascal & Diaz, 2003), bem como de mapas de vegetação e de uso do solo (Seoane *et al.*, 2004, 2004a). As ocorrências reais podem ser obtidas a custos inferiores aos do trabalho de atlas (principalmente em termos de tempo), recorrendo por exemplo a um protocolo dirigido para obter uma imagem pontual (fotográfica) do estado da população num determinado período.

Este estudo baseou-se numa amostragem orientada especificamente para a população nidificante de rola-brava, desenvolvida no âmbito do projecto de I&D nacional para testar as seguintes hipóteses:

- 1) Existem padrões espaciais de abundância da rola-brava a nível nacional;
- 2) A composição da paisagem tem um papel determinante na explicação dos padrões espaciais detectados.

Esta abordagem contribuirá para reconhecer quais as áreas importantes e os macro-habitats de nidificação mais significativos em Portugal continental, bem como para identificar padrões que possam ser comparáveis com os ocorrentes na época cinegética. Os resultados serão usados na Secção final (IV) para discutir estratégias de gestão da paisagem favorecendo a conservação da rola-brava em Portugal e noutras regiões do Mediterrâneo.

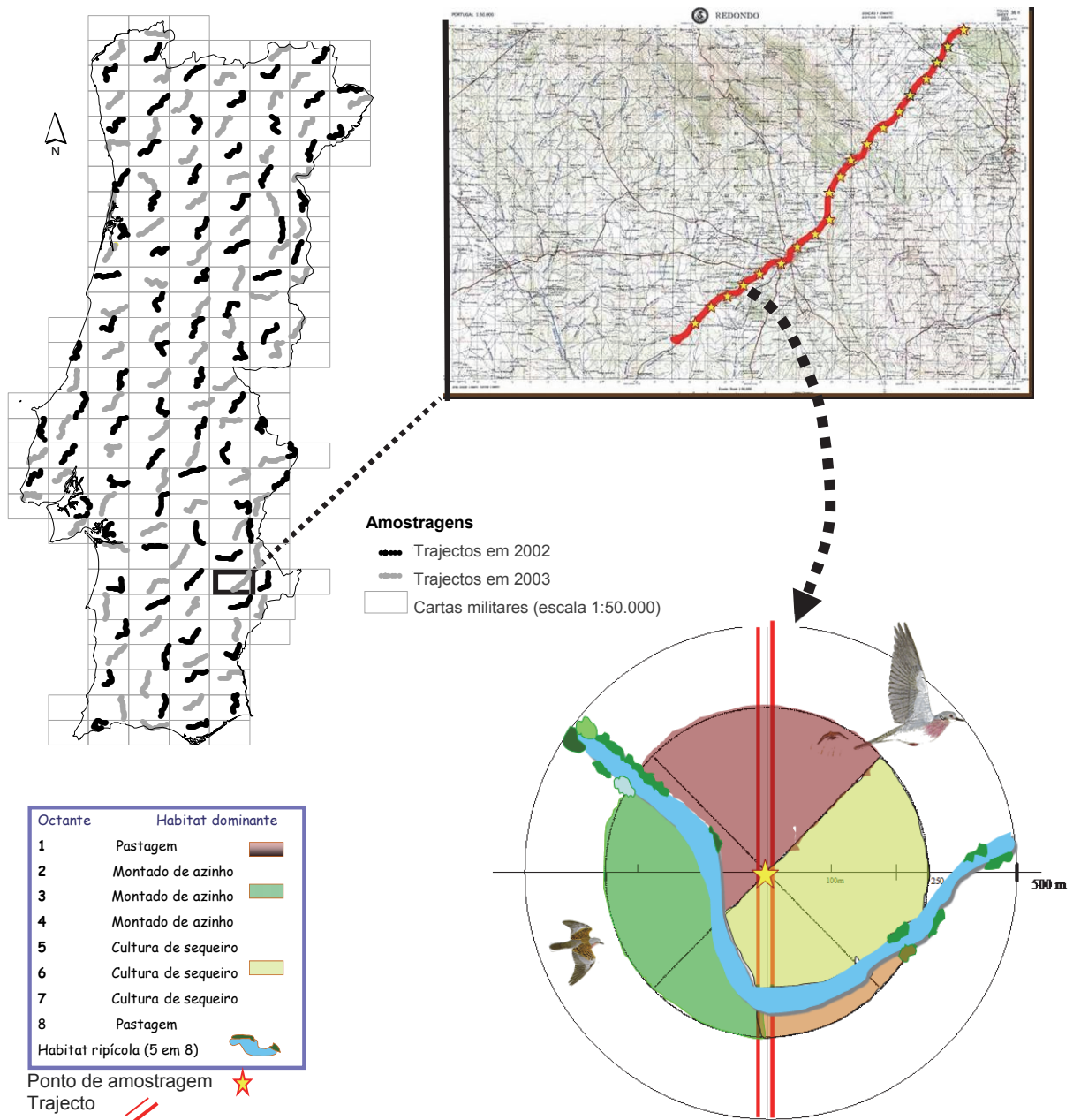
## 1.2. Metodologia

### 1.2.1. Trabalho de campo

O estudo dos padrões espaciais de distribuição da espécie adoptou uma metodologia expedita, comparável com programas de monitorização avifaunística de larga escala efectuados noutros países (e.g., Ralph *et al.*, 1993; ONC, 1996; Boutin, 2001; Sutherland *et al.*, 2004; Sauer *et al.*, 2011). Para obter uma distribuição homogénea do esforço de amostragem<sup>7</sup>, dividiu-se a área continental portuguesa de acordo com uma grelha coincidente com as cartas militares 1:50.000 (20 × 32 km) e seleccionou-se um trajecto de amostragem por carta; foram eliminadas desta abordagem as cartas militares que incluíam menos de 25% do território nacional e onde não foi possível demarcar um trajecto numa estrada secundária com uma extensão mínima de 20 km. Por limitações logísticas, amostrou-se em 2002 metade dos trajectos inseridos em cartas equidistantes e não contínuas que cobriram todo o território continental, tendo-se amostrados os restantes em 2003 (Figura II.1). A exequibilidade do trajecto foi confirmada em visitas às áreas seleccionadas, de modo a garantir que o percurso fosse (1) orientado de Nordeste para Sudoeste, (2) o mais linear e contínuo possível, (3) atravessasse áreas rurais e (4) minimamente interrompido por povoações. A aplicação destes critérios visou o estabelecimento de trajectos em condições o mais similares possíveis ao longo do país, de forma a melhorar a comparabilidade e a reduzir potenciais fontes de variação aleatória.

A dimensão mínima do trajecto rondou os 20 km (média ± erro padrão: 22,0 ± 2,3 km) de modo a que pudesse incluir 20 estações de amostragem (fora de áreas urbanas), com espaçamento mínimo de 1 km entre elas; este espaçamento foi considerado suficiente para evitar duplas contagens (e.g., Boutin *et al.*, 2001; Sutherland *et al.*, 2004). A contagem de rolas-bravas foi efectuada durante um período de amostragem de cinco minutos, em cada uma das 20 estações identificadas previamente por trajecto (método relativo pontual - estações de escuta, Bibby *et al.*, 2000). Os censos foram feitos durante as primeiras horas da manhã (das 7h às 10h) para diminuir a influência da hora do dia (Calladine *et al.*, 1999) e em condições de fraca nebulosidade e vento (Bibby *et al.*, 2000). A quantificação das rolas-bravas foi feita com base em contactos visuais e auditivos, estabelecidos dentro de três classes de distância (inferior a 250 m, entre 250 m e 500 m e superior a 500 m). Para evitar enviesamento devido a alterações na detectabilidade das aves ao longo do período reprodutor, os censos foram concentrados em Maio, baseado em observações preliminares que sugerem que a maioria das rolas-bravas já se encontra instalada no início desse mês (Fontoura & Dias, 1995; Feith, 2013).

<sup>7</sup> Amostragem enquadrada no Projecto POCTI/BSE/41067/2001 (2002-2005)



**Figura II. 1** - Esquema simplificado da amostragem: cobertura nacional dos trajectos efectuados em cada ano, delimitados em cartas militares (escala 1:50.000); esquema do trajecto realizado numa carta exemplificativa (36-II) com localização dos pontos de amostragem e identificação das principais classes de ocupação do solo dominantes em cada um dos octantes visuais de uma das estações de escuta.

Cada estação de amostragem foi caracterizada relativamente à sua composição paisagística através da recolha de informação sobre as categorias de uso do solo dominante (vd. Apêndice I). Foi dada particular atenção à quantificação da presença ou ausência de mato em sub-coberto nos habitats florestais e da densidade de estruturas lineares lenhosas, já que estudos anteriores confirmaram a sua influência na distribuição



e abundância da rola-brava (e.g., Aubineau & Boutin, 1998; Browne & Aebisher, 2005, Bakaloudis *et al.*, 2009). A quantidade de estruturas lineares lenhosas e o uso do solo dominante foram estimados visualmente em cada um dos oito sectores (octantes), em que se dividiu uma área de 250 m de raio, centrada no ponto de escuta (Figura II.1).

A robustez do padrão de distribuição e abundância de rola-brava a nível nacional foi explorada recorrendo à repetição, em 2003 e 2004, dos censos em 12 dos trajectos amostrados em 2002 (240 estações de escuta). Os trajectos repetidos foram seleccionados de acordo com o seguinte procedimento:

- a) Divisão do país em quadrantes, usando como referência o centro geográfico de Portugal continental;
- b) Agrupamento por quadrantes das cartas amostradas em 2002 e escalonamento da abundância de contactos com rola-brava, de acordo com três níveis (ausente e/ou baixa, média e alta) obtidos a partir dos quartis da primeira contagem;
- c) Utilização de números aleatórios para seleccionar um trajecto dentro de cada um dos grupos, resultando em três trajectos por quadrante (Tabela II.1).

**Tabela II.1** – Cartas militares (escala 1:50.000) seleccionadas para efectuar as repetições das amostragens em Maio de 2003 e de 2004; trajectos (T.) seleccionados aleatoriamente dentro de três classes de abundância de *S. turtur*, estimada pelos resultados das amostragens em 2002.

Quadrante	Abundância em 2002		
	Baixa	Média	Alta
Q. 1 – Norte litoral	13 II – Oliveira de Azeméis (T.34)	3 II – Espinhosela (T.4)	8 IV – S. Martinho de Angueira (T.19)
Q. 2 – Norte interior	18 IV – Vila Franca da Naves (T.56)	16 II – Anadia (T.46)	24 IV – Oleiros (T.76)
Q. 3 – Sul litoral	27 IV – Vila Nova de Ourém (T.85)	33 II – Rio Xévorá (T.102)	39 IV – Águas de Moura (T.123)
Q. 4 – Sul interior	33 IV – Assumar (T.104)	34 IV – Sintra (T.108)	44 IV – Amareleja (T.139)

O esforço total de amostragem contabilizou 728 horas de observação (correspondendo a 182 manhãs), despendidas por 15 ornitólogos, durante os meses de Maio de 2002, 2003 e 2004. Complementarmente, cerca de 400 horas de trabalho de campo foram utilizadas na identificação e caracterização das estações de amostragem.



## 1.2.2. Tratamento e análise dos dados

### 1.2.2.1. Estimativa do padrão espacial de abundância

As estimativas da abundância da rola-brava foram feitas à escala do trajecto por combinação dos dados de todas as estações de amostragem dentro de cada trajecto. Foi usada a proporção de pontos de amostragem com contactos de rola-brava (*i.e.*, prevalência) como um índice de abundância, em vez do número total de contactos com a espécie por trajecto, devido ao facto das duas métricas estarem altamente correlacionadas ( $r_s=0,95$ ;  $p<0,001$ ;  $n=158$ ) e a primeira ser considerada mais robusta, por ser menos sujeita a variabilidade inter-observador (Ralph *et al.*, 1993; Royle & Nichols, 2003). Os dados com referência geográfica foram inseridos num sistema de informação geográfica (SIG), através do *software* ArcView GIS 3.2 e a prevalência de rola-brava foi projectada no centro geográfico do respectivo trajecto. Em todo o trabalho foram usadas coordenadas geográficas interpretadas segundo o sistema de referência espacial Hayford-Gauss Militar (HGM).

Os padrões de abundância da rola-brava, em cada um dos anos e no seu conjunto, foram estimados por interpolação espacial seguindo uma abordagem de geoestatística (Rossi *et al.*, 1992) amplamente usada para produzir mapas robustos de abundância relativa a partir de contagens de aves ao longo de trajectos (Sierdsema & van Loon, 2008; Sauer *et al.*, 2011; Rodriguez *et al.*, 2012). A metodologia base da geoestatística consiste, por um lado, num conjunto de instrumentos estatísticos que quantificam a continuidade espacial da grandeza em estudo (neste caso a abundância de rolas-bravas) e, por outro lado, em modelos de simulação estocástica que quantificam a incerteza ligada ao fenómeno espacial (Webster & Olivier, 2001). É possível assim obter estimativas de valores da variável em questão em locais não amostrados, considerando o padrão de distribuição espacial e integrando informação dos pontos de amostragem e tendências observadas.

Foram usadas estatísticas descritivas para verificar a consistência dos dados, a possibilidade de remoção de valores extremos (*outliers*) e identificar o tipo de distribuição original (Isaaks & Srivastava, 1989). As abundâncias foram testadas quanto à sua normalidade usando o método Shapiro e utilizou-se o procedimento Box-Cox para determinar a melhor forma de transformação, sempre que o pressuposto de normalidade era violado (Sokal & Rohlf, 1995). No entanto as transformações não melhoraram a qualidade da distribuição devido à considerável quantidade de zeros (~43% dos trajectos). Nesta situação, seguiram-se as recomendações de Rufino *et al.* (2005) ao ter optado por utilizar os dados (heterogéneos) na sua escala original, já que se conseguia vislumbrar alguma estrutura espacial nas análises prévias, e ao não remover os valores

extremos, uma vez que estes são uma característica das amostras biológicas e devem ser considerados como uma faceta de uma distribuição de organismos, quando não existem razões aparentes para os ignorar (como erros de transcrição, etc.).

A análise estrutural dos dados foi efectuada recorrendo a krigagem, considerado como a técnica de interpolação particularmente indicada para a construção dos mapas que descrevem padrões quantitativos de abundância de espécies a partir de amostras pontuais (Maurer, 1994; Bayliss *et al.*, 2005; Bahan & McGill, 2007). Neste método, as amostras são usadas para interpolar uma superfície, atribuindo peso àquelas que reflectem a variabilidade espacial da área amostrada (Goovaerts, 1997). A ponderação desta variabilidade assume que dados próximos são mais semelhantes que os afastados e que o grau de auto-correlação espacial é função da distância (Landin & Sturaro, 2002). Estas variáveis regionalizadas apresentam um aspecto aleatório, que reflecte a variação imprevisível de um ponto para outro do espaço, e outro aspecto estrutural, que traduz as ligações ou correlações existentes entre os diferentes pontos do campo onde o fenómeno ocorre. Estes aspectos são especialmente aplicáveis a distribuições de espécies, uma vez que a dinâmica populacional tem elementos determinísticos e aleatórios (Maurer, 1994). No presente trabalho usou-se a krigagem simples (*ordinary krigging*), considerado o algoritmo basilar da geoestatística devido à sua robustez sob diferentes condições (Deutsch & Journel, 1992).

O procedimento iniciou-se pelo cálculo do variograma da amostra que descreve a variabilidade da prevalência de rola-brava entre pares de pontos separados por uma dada distância (ou classes de distância). É portanto o instrumento que condiciona decisivamente as fases posteriores de estimação pois fornece uma ideia da distância média em que as amostras permanecem espacialmente correlacionadas (janela de interpolação) e a ponderação que deve ser usada na interpolação (Johnston *et al.*, 2003).

A adequação do variograma depende obviamente da resolução espacial ou distância de separação (*lags*), com que as variâncias pareadas são medidas. A resolução escolhida (nº de classes) é geralmente baseada na visualização do variograma experimental, sendo a decisão final subjectiva (Rufino *et al.*, 2005). Neste caso, para objectivar a escolha, considerou-se como ponto de partida para o cálculo do variograma, uma dimensão das classes (*lag size*) igual a metade da maior distância entre dois pontos mais próximos (vizinhos). O número de classes foi reduzido gradualmente até a raiz quadrada da soma dos quadrados dos erros padronizados se aproximar da unidade (Isaaks & Stravastava, 1989).

Para determinar se a função do variograma dependia ou não da direcção de amostragem foi elaborado um diagrama em rosa, resultando numa elipse onde os segmentos correspondem a intervalos proporcionais da amplitude dos variogramas

direccionais nas quatro direcções: 0° (E-W), 45° (N-S) e 135°, com uma tolerância angular de 22,5°. O eixo maior e o menor da elipse representam as principais direcções da anisotropia (Johnston *et al.*, 2003). Esta corresponde ao quociente entre o eixo menor e o eixo maior da elipse.

Uma vez definido o variograma da amostra, ajustou-se uma função (variograma teórico) que deverá resumir toda a informação estrutural importante. Para essa função determinaram-se os seguintes parâmetros caracterizadores:

Amplitude (*range*) – representa a área de influência do fenómeno, isto é a distância entre observações a partir da qual estas se consideram independentes (ou seja, a partir da qual não há auto-correlação espacial);

Patamar (*sill*) – identifica a maior distância que um valor pode estar relacionado com outro de forma a estimar um valor desconhecido; corresponde à variabilidade total do fenómeno (composta pela variabilidade estrutural, que pode ser modelada e pela variabilidade a pequena escala);

Efeito de pepita (*nugget*) – indicador da variabilidade imprevisível, a pequena escala não abrangida pela malha de amostragem.

Depois de se testar inicialmente vários tipos de modelos (Gaussiano, esférico, exponencial, linear), através do método dos mínimos quadrados ponderados (Johnston *et al.*, 2003), optou-se por utilizar o semi-variograma esférico porque se considerou que reproduz a dispersão das espécies de forma mais realista que outro tipo de semi-variograma (Moral Garcia, 2006). Diferentes valores dos parâmetros foram testados até explicarem a maior quantidade de variação dos dados brutos (Webster & Olivier, 2001). Uma indicação desta situação foi obtida recorrendo à interpretação de um parâmetro de dependência espacial (*sensu* Rufino *et al.*, 2005):  $SpD=1-pepita/patamar$ .

O desempenho do modelo foi inspeccionado através da validação cruzada, que consistiu na interpolação da abundância de rolas-bravas num ponto de cada vez, não contando com o valor observado nesse ponto para a krigagem (Goovaerts, 1997). Foi obtida uma relação entre os valores observados e os assim estimados, através de um modelo de regressão linear; o coeficiente de determinação desse modelo foi usado para indicar a proporção de variação de dados explicada pelo modelo. Apesar de se esperar que o modelo de regressão seja estatisticamente significativo, o coeficiente de determinação pode ser relativamente baixo, uma vez que a krigagem origina uma superfície suavizada, subestimando os valores mais elevados e sobrestimando os mais baixos (Webster & Olivier, 2001). Relativamente à validação da previsão dos erros, o modelo seleccionado foi o que cumpriu simultaneamente os seguintes critérios (Johnston *et al.*, 2003; Bayliss *et al.*, 2005):

- a) A média dos erros previstos deverá ser o mais próximo possível de zero;

b) O erro-padrão médio e a raiz quadrada da soma dos quadrados dos erros previstos (RMS) deverão ser o mais baixo e o mais próximo possível;

c) A raiz quadrada da média dos quadrados dos erros padronizados (RMS da MP) deverá ser próxima da unidade.

Foram interpolados mapas de distribuição da abundância de rola-brava com os valores estimados através do modelo seleccionado para 2002, 2003 e para o conjunto dos dois anos. A superfície criada a partir do modelo foi obtida com o método de vizinhança ponderada, incluindo em geral 5 vizinhos (pelo menos 2) sem consideração dos quadrantes. Os variogramas e as restantes análises e interpolações foram feitos recorrendo à extensão Geostatistical Analyst do ArcGis 9.1 (Johnston *et al.*, 2003; ESRI, 2005).

A consistência do padrão foi testada comparando os dados das amostragens efectuadas em doze trajectos repetidos em três anos consecutivos, através do teste não paramétrico de Friedman (Daniel, 1990).

#### 1.2.2.2. Contribuição das variáveis ambientais para o padrão espacial

Os trajectos efectuados para as contagens nas Primaveras de 2002 e 2003 foram caracterizados em termos climatológicos, topográficos e de ocupação do solo. Para o efeito foi identificada no SIG, para cada estação de amostragem, uma área circular envolvente de 250m de diâmetro, centrada no ponto de escuta (Figura II.1). As variáveis climatológicas (humidade do ar, número de dias com precipitação, quantidade total de precipitação, temperatura média diária do ar e radiação solar) e topográficas (altitudes, declives e exposições) foram extraídas do SIG, recorrendo a informação do Atlas do Ambiente digital (IA, 2003) para as primeiras e a NASA *et al.* (2004) para as segundas. O valor final de cada uma destas variáveis no trajecto corresponde à média ponderada da área ocupada por cada classe de valores (polígonos identificados no SIG, após a sobreposição das camadas de informação), usando o valor central de cada classe.

A informação sobre a ocupação do solo em cada estação de amostragem foi extraída directamente dos dados de trabalho de campo e organizada em 28 variáveis quantitativas com níveis de abrangência variável. As variáveis utilizadas abarcam desde categorias globais de ocupação do solo (*e.g.*, agricultura, floresta, matagais), passando por detalhes sobre o tipo de agricultura ou floresta até à presença de sub-coberto lenhoso em povoamentos florestais e agro-florestais (*vd.* Apêndice II). Para cada trajecto, os valores das variáveis de ocupação do solo correspondem à proporção de sectores visuais dominados por cada uma, nos 20 pontos de amostragem. Assim, para o total das análises foram usados dados de 158 trajectos, correspondendo a 25.280 octantes (160

estimativas por trajecto). Calculou-se paralelamente uma variável que expressa a diversidade da paisagem ao longo do trajecto, através do índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) (Brown, 1995), usando os dados de maior discriminação dos tipos de ocupação do solo (vd. Apêndice II). Foram também extraídas variáveis relacionadas com a presença de habitats lineares (galerias ripícolas, cursos de água sem galeria ripícola e sebes vivas) correspondendo à proporção de estações de escuta onde estes habitats ocorrem no trajecto.

Numa primeira fase, realizou-se uma análise univariada, com o intuito de descrever os padrões de utilização do território pela rola-brava. Assim, foram comparados, através de testes não paramétricos de Mann-Whitney (Daniel, 1990) os rankings médios que as variáveis assumiram nos trajectos onde a rola-brava foi e não foi detectada. A opção por testes não paramétricos nesta fase resultou do facto das variáveis não obedecerem a alguns dos pressupostos de análise de variância ANOVA (Zar, 1999): distribuições iguais, homocedasticidade (variâncias entre cada grupo iguais entre si). Posteriormente apurou-se a multicolinearidade das variáveis, através de matrizes de correlação (coeficientes de Spearman). Verificou-se seguidamente que as variáveis climáticas e topográficas estavam correlacionadas significativamente entre si ( $p < 0,01$ ) e com algumas variáveis de ocupação do solo, pelo que se optou por prosseguir as análises dando mais ênfase às variáveis bióticas integradoras da complexidade paisagística.

Numa segunda fase, centrou-se a análise dos factores de paisagem que influenciam o padrão de abundância da rola-brava nos habitats florestais e agrícolas (Tabela II.2), tendo-se integrado os montados nestes últimos e excluído as variáveis relacionadas com áreas impermeabilizadas e zonas húmidas, já que estas não são reconhecidas como categorias de ocupação do solo usadas pela espécie para nidificar (e.g., Browne & Aebischer, 2005; Catry *et al.*, 2010). Recorreu-se à transformação angular (arcsen) de todas as variáveis para as aproximar da normalidade e reduzir o efeito de alguns valores extremos (Zar, 1999). Como algumas das variáveis estavam correlacionadas usou-se a Análise em Componentes Principais (PCA) para minimizar a multicolinearidade e descrever os principais gradientes de variação das classes de ocupação do solo (Glantz & Slinker, 1990; Legendre & Legendre, 1998). Assim o número inicial de variáveis foi sumariado em alguns componentes (PCs) através de PCA baseada na matriz de correlação. Retiveram-se apenas os PCs com um valor próprio maior que um, uma vez que factores com valor próprio inferiores à unidade não são melhores que uma única variável (Norušis, 1992). Para obter gradientes ecológicos mais simples e mais facilmente interpretáveis, os factores foram rodados usando o critério de *varimax*, minimizando assim o número de variáveis com “pesos” elevados num dado componente (Norušis, 1992; Legendre & Legendre, 1998). As coordenadas das estações de

amostragem ao longo dos PCs foram mapeadas para visualizar os gradientes de composição paisagística em Portugal continental. A variável que descreve a densidade de estruturas lineares lenhosas foi excluída da PCA para analisar os seus efeitos separadamente das principais categorias de ocupação do solo.

**Tabela II.2** - Variáveis (significado e estatísticas descritivas) usadas para analisar os efeitos da composição paisagística na prevalência de rola-brava em Portugal continental, com base nos dados recolhidos nos pontos de escuta de cada trajecto. As variáveis correspondem à proporção de cada categoria de ocupação de solo estimada em 158 trajectos de amostragem de rola-brava (para mais detalhes ver texto e Apêndices I e II).

Variável	Descrição	Média	Erro-padrão	Amplitude
<b>Habitats agrícolas</b>	<b>Culturas e pastagens</b>	<b>0,51</b>	<b>0,31</b>	<b>0-1,00</b>
Pastagens	Pastagens, pousios, restos	0,15	0,14	0-0,66
Culturas anuais	Cereais, hortícolas e outras culturas anuais	0,08	0,10	0-0,58
Culturas permanentes	Vinhas, oliveiras e outros pomares	0,13	0,17	0-0,91
Montados	Sistemas agro-florestais de sobreiro, azinheira com mato, pastagens ou cereais no sub-coberto	0,14	0,22	0-0,81
<b>Habitats florestais</b>	<b>Todos os tipos de povoamentos florestais</b>	<b>0,29</b>	<b>0,25</b>	<b>0-0,90</b>
Floresta com mato	Florestas com mato no sub-coberto	0,15	0,19	0-0,88
Floresta sem mato	Floresta sem mato no sub-coberto	0,14	0,16	0-0,72
Folhosas	Povoamentos de outras folhosas	0,05	0,09	0-0,50
Folhosas com mato	Folhosas com mato no sub-coberto	0,03	0,06	0-0,46
Folhosas sem mato	Folhosas sem mato no sub-coberto	0,02	0,04	0-0,29
Eucaliptal	Plantações de eucalipto	0,07	0,12	0-0,84
Eucaliptal com mato	Eucaliptais com mato no sub-coberto	0,03	0,06	0-0,46
Eucaliptal sem mato	Eucaliptais sem mato no sub-coberto	0,04	0,09	0-0,52
Coníferas	Povoamentos de coníferas, principalmente pinhais	0,12	0,16	0-0,79
Coníferas com mato	Coníferas com mato sub-coberto	0,07	0,12	0-0,78
Coníferas sem mato	Coníferas sem mato sub-coberto	0,06	0,10	0-0,54
Mistos	Florestas com coníferas e folhosas	0,05	0,08	0-0,37
Mistos com mato	Florestas mistas com mato no sub-coberto	0,03	0,06	0-0,36
Misto sem mato	Florestas mistas sem mato no sub-coberto	0,02	0,04	0-0,26
<b>Matagais</b>	<b>Áreas ocupadas por matos baixos e altos</b>	<b>0,10</b>	<b>0,13</b>	<b>0-0,64</b>
<b>Habitats lineares lenhosos</b>	<b>Índice de densidade sebes lenhosas e galerias ripícolas</b>	<b>0,17</b>	<b>0,21</b>	<b>0-0,90</b>

As relações entre a prevalência de rola-brava e as variáveis paisagísticas foram exploradas através de modelos aditivos generalizados (GAM), de forma a considerar potenciais respostas não lineares por parte da espécie (Wood, 2006; Zuur *et al.*, 2009). A abordagem seguida utilizou uma análise de regressão em que os eixos extraídos da PCA, a densidade de estruturas lineares lenhosas e o ano de amostragem foram usados como variáveis explicativas. Todos os eixos com valor próprio >1 foram usados na análise, mas no final só os mais relacionados com a variável dependente foram retidos



(Legendre & Legendre, 1998). A variável “Ano” foi incluída para controlar eventuais alterações no padrão global de prevalência da rola-brava entre os anos de amostragem. As comparações pareadas entre cada eixo da PCA e as outras duas variáveis foram todas  $r \leq |0,30|$  indicando inexistência de problemas de colinearidade. Como a variável de resposta (prevalência de rola-brava) era uma proporção, usou-se um GAM binomial com uma função de ligação logarítmica (*logit link*). Dado que o parâmetro de dispersão ( $\phi$ ) do modelo, incluindo todas as variáveis explicativas, foi maior que 1 ( $\phi=4,17$ ) corrigiram-se os erros-padrões usando um GAM quasi-binomial. O processo envolveu o ajuste de um modelo com todas as variáveis, seguido por testes sequenciais de análise de deviança, que conduziram à remoção gradual das variáveis não significativas ( $p > 0,05$ ) (Zuur *et al.*, 2009). A adequação do modelo foi avaliada pela análise gráfica dos resíduos vs. valores ajustados e variáveis explicativas. O ajuste do modelo foi avaliado pela proporção de desvio nulo (*null deviance*) explicada. Usou-se o pacote *mgcv* (Wood, 2006) para R 2.14.1 (R Development Core Team, 2011) para ajustar o GAM através de curvas de regressão penalizadas (*penalised regression splines*), com a melhor suavização (*smoothing*) estimada por validação cruzada generalizada (GCV). A significância da auto-correlação espacial, quer no padrão de prevalência de rola-brava, quer nos resíduos do GAM (escalonados de Pearson) foi testada usando *spline* correlelogramas baseados no índice de Moran I (Bjornstad & Falck, 2001) com intervalos de confiança (a 95%) estimados pelo pacote *ncf* do R (Bjornstad, 2009). As comparações estatísticas foram consideradas significativas para  $p < 0,05$  e os valores indicados no texto referem-se à média e respectivo erro-padrão, quando não explicitado de outra forma.

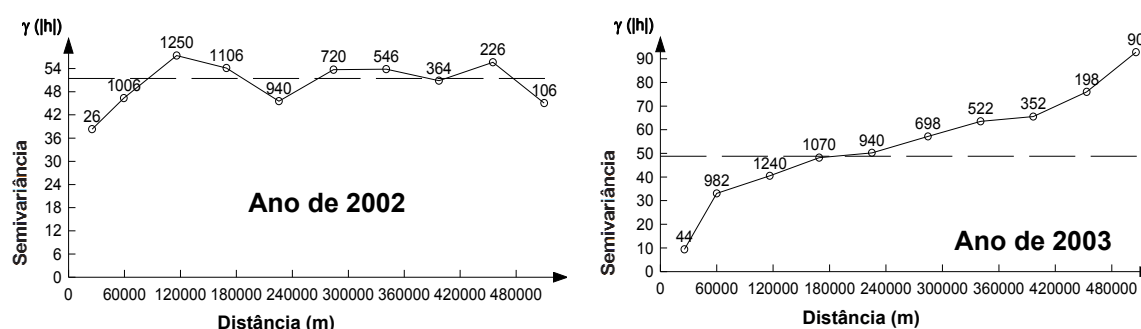
### 1.3. Resultados

#### 1.3.1. Distribuição espacial e abundância

A rola-brava ocorreu em 66,5% dos 158 trajectos amostrados, com uma prevalência média por trajecto de  $17,0 \pm 1,6\%$  (variando entre 0-80%). Usando só os dados dos trajectos onde a rola-brava foi detectada a prevalência média foi  $26,0 \pm 1,8\%$ . Os contactos por trajecto no primeiro ano variaram entre 0 e 30 (valor médio de  $6,4 \pm 0,81$ ), com um máximo de 4 rolas-bravas por estação de amostragem. No segundo ano os contactos (obtidos em percursos efectuados em cartas adjacentes às do primeiro ano) variaram também entre 0 e 30 (valor médio de  $5,4 \pm 0,79$ ) com um máximo de 8 rolas-bravas por ponto. A frequência de ocorrência esteve altamente correlacionada com o número de rolas-bravas recenseadas (correlação  $r_s = 0,95$ ) em qualquer dos anos.

A abundância de rola-brava tende a aumentar com a latitude e a decrescer com a longitude, sendo estas relações significativas ( $r_s = 0,32$ ; g.l.=158;  $p < 0,001$  e  $r_s = -0,25$ ;

g.l.=158;  $p<0,001$ , respectivamente). A exploração dos dados evidenciou uma tendência para uma alteração mais rápida da abundância nas direcções Norte-Sul e Este-Oeste: no entanto, os factores de anisotropia aproximaram-se de 0,6 o que, segundo Goovaert (1997), não justifica a remoção de tendências do modelo (só quando o factor de anisotropia for menor que 0,5). Neste caso, optou-se por prosseguir a modelação com recurso à geoestatística sem remover as tendências uma vez que não existe informação *a priori* que o justifique (Johnston *et al.*, 2003). Para a determinação do variograma foram então considerados os valores sem transformação, sem remoção de valores extremos (*outliers*) e sem remoção de tendências (Figura II. 2).



**Figura II.2** - Variograma experimental inicial omni-direccional de krigagem dos dados relativos a 2002 e 2003. Indicação do número de pares de pontos avaliados em cada unidade de distância.

Os parâmetros dos variogramas variaram entre os anos (Tabela II.3). A dependência espacial teve um grau moderado (Cambardella *et al.*, 1994) em todos os modelos, mas a sua área de influência foi superior a 100 km, com valores máximos para o ano de 2003. A percentagem da variabilidade explicada pelo ajustamento do modelo (SpD) foi menor quando se analisaram conjuntamente os anos de 2002 e 2003 (Tabela II.3). O resultado do Índice de Moran para o total da amostra evidenciou uma correlação espacial positiva na prevalência da rola-brava até uma distância de ca. 100 km e uma negativa para distâncias acima ca. 250 km. De acordo com os critérios de validação da revisão dos erros (Johnston *et al.*, 2003) todos os modelos identificaram correctamente a variabilidade na previsão (Tabela II.3).



**Tabela II.3** - Parâmetros do variograma usados para gerar as superfícies de krigagem e a previsão dos erros, para as amostras de 2002, 2003 e para o seu conjunto. RMS= raiz quadrada da soma dos quadrados dos erros; E.P.m= erro-padrão médio; RMS da MP= raiz quadrada da média dos quadrados dos erros padronizados.

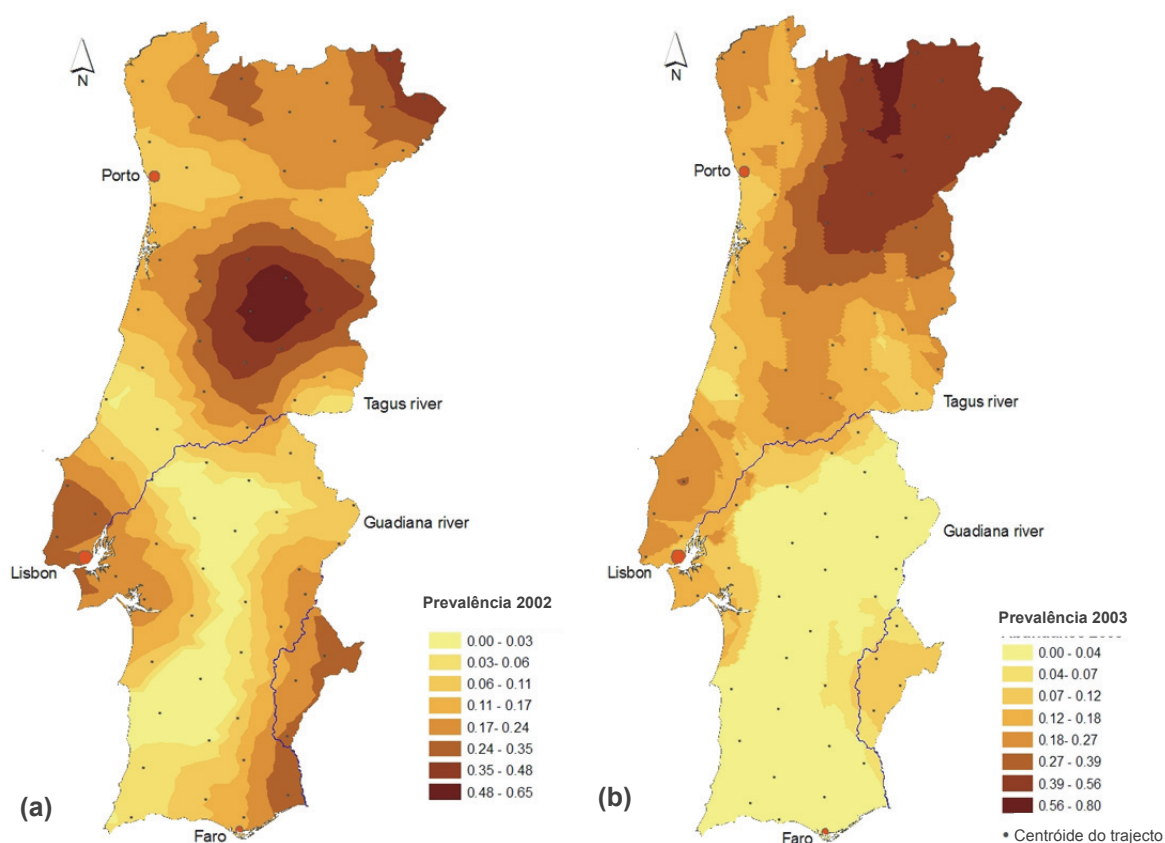
Ano	Classe de distância		Modelo				Previsão de erros			
	Tamanho (km)	Nº	Amplitude (km)	Patamar	Pepita	SpD	Média	RMS	E.P. m	RMS da MP
2002	25,00	7	115,92	0,04	0,02	59,5%	-0,000	0,17	0,17	0,99
2003	45,78	12	538,74	0,07	0,02	74,2%	-0,004	0,16	0,16	1,02
2002-03	45,80	12	538,95	0,05	0,03	49,0%	-0,003	0,18	0,18	0,99

A validação cruzada identificou uma relação linear significativa ( $p<0,001$ ) entre os valores observados e os previstos por qualquer dos modelos (Tabela II.4) apesar dos coeficientes de determinação serem baixos, devido ao efeito de suavização do *kriging*. A partir de 115 km as observações puderam ser consideradas como estatisticamente independentes, tendo-se estabelecido a janela de interpolação para qualquer dos conjuntos de dados, para valores iguais ou inferiores à amplitude observada em 2002.

**Tabela II.4** - Parâmetros da regressão linear estabelecida entre os valores observados e os obtidos pelos modelos estimadores da prevalência de rola-brava a nível nacional (todos significativos com  $p<0,001$ ). Os declives e a ordenada na origem diferiram de 1 e de 0, respectivamente (testes significativos com  $p<0,001$ ).

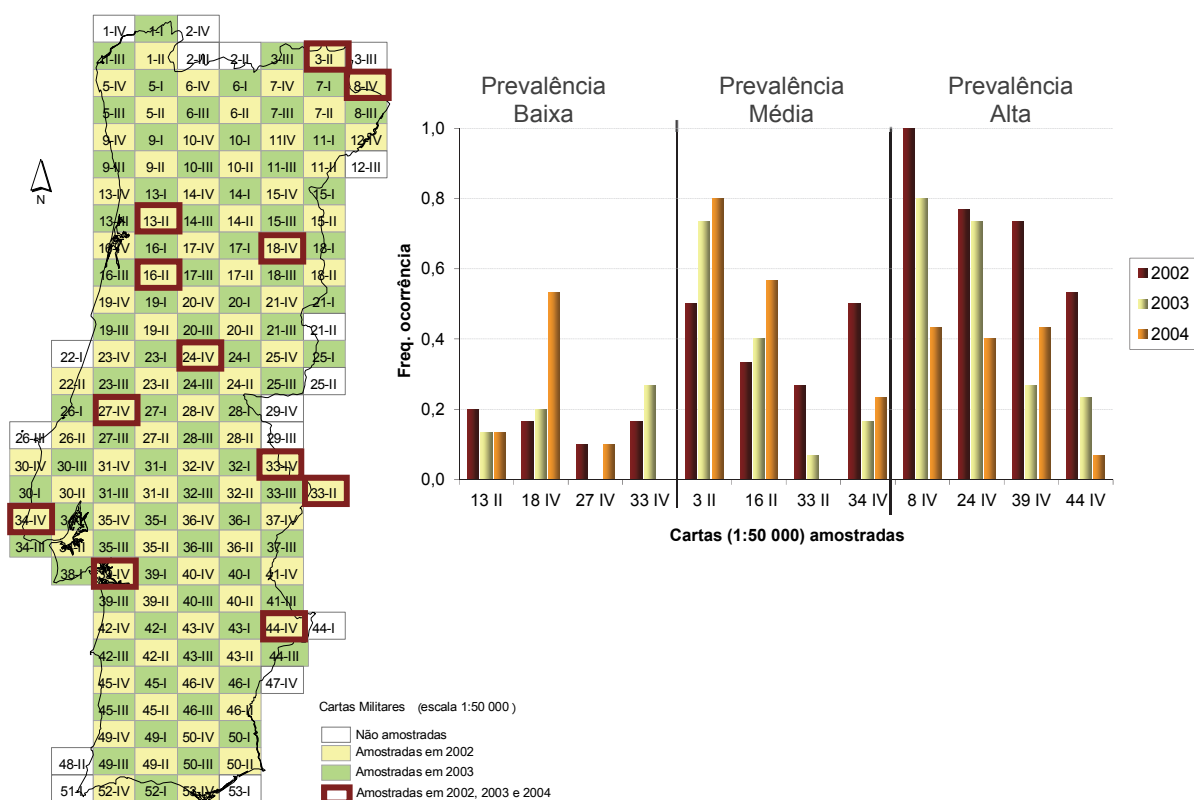
Ano	Coeficiente de determinação		Declive		Intercepção na origem	
2002	$R^2=0,18$ ;	$F_{11,77}=17,34$	$b_1=0,26$ ;	$t_{77}=4,16$	$b_0=0,13$ ;	$t_{77}=8,29$
2003	$R^2=0,39$ ;	$F_{1,77}=49,89$	$b_1=0,46$ ;	$t_{77}=7,06$	$b_0=0,98$ ;	$t_{77}=5,61$
2002-03	$R^2=0,20$ ;	$F_{1,156}=39,17$	$b_1=0,29$ ;	$t_{156}=6,26$	$b_0=0,12$ ;	$t_{156}=9,75$

Na figura 3 apresentam-se os mapas de contorno da prevalência de rola-brava em Portugal derivados da interpolação (krigagem com modelo esférico e efeito de pepita), para cada um dos anos. Os resultados desta abordagem indicaram maiores abundâncias da população nidificante de rola-brava no Norte e Centro-Oeste do país com a prevalência a diminuir para Sul. Foi possível identificar também outras áreas nucleares de maior prevalência na região do Oeste e a sul de Lisboa, bem como no Algarve, em particular no vale do Guadiana.

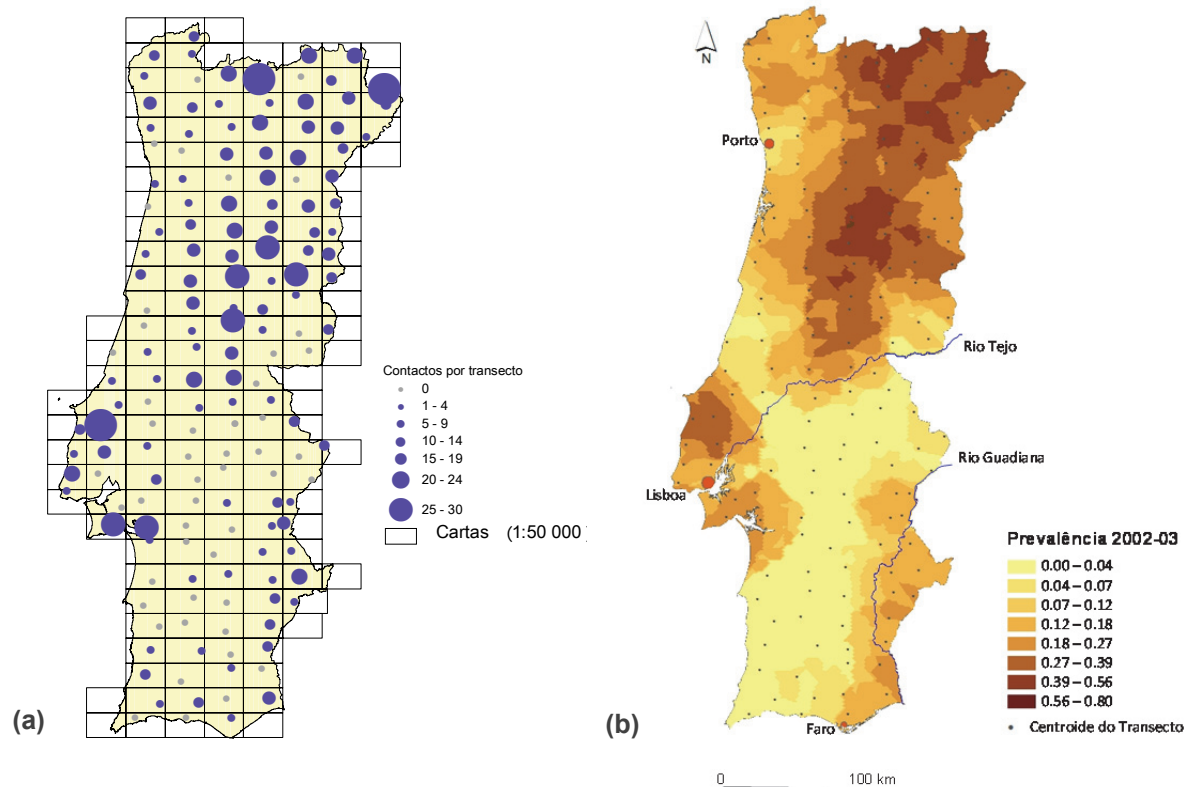


**Figura II.3** - Padrões de distribuição da rola-brava (*Streptopelia turtur*) em (a) 2002 e (b) 2003, de acordo com modelo geoestatístico (krigagem) efectuado com os valores das contagens em estações de escuta, distribuídas por trajectos definidos em cartas militares (1:50.000).

A comparação das abundâncias de rola-brava nos doze trajectos repetidos durante três anos consecutivos indicou a inexistência de diferenças significativas entre 2002, 2003 e 2004 (teste de Friedman,  $\chi^2 = 3,41$ ;  $n=12$ ;  $g.l.=2$ ;  $p=0,18$ ), apesar de se ter notado um decréscimo da importância das regiões do interior para a população nidificante (Figura II.4). Este aspecto conferiu alguma consistência e robustez ao padrão, consubstanciando a opção de elaborar um mapa sintetizador com o conjunto dos dados a nível nacional (Figura II.5).



**Figura II.4** - Prevalência de rola-brava (expressa em proporção de pontos de amostragem com contactos) nos percursos estabelecidos nas cartas militares (escala: 1:50.000) amostradas em 2002, 2003 e 2004.



**Figura II.5** - Padrão de distribuição da rola-brava em Portugal: (a) valores totais; (b) valores interpolados (por krigagem) com os dados de 2002 e 2003.

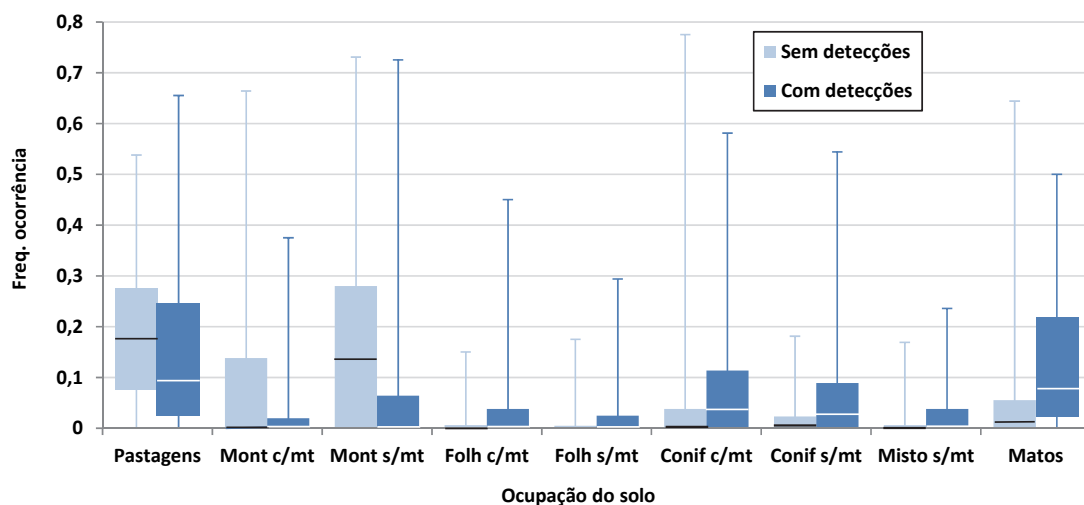
### 1.3.2. Factores condicionantes dos padrões espaciais

A rola-brava foi detectada entre os 14m e os 1086m de altitude, com declives entre 1% e 16% e temperaturas diárias médias entre 8,7°C e 17,5°C. Foi possível identificar diferenças climatológicas e fisiográficas entre os locais onde foram a espécie foi detectada e os restantes (Tabela II.5). Os locais das detecções foram caracterizados por altitudes e declives mais elevados (Mann-Whitney  $U_{Atmed}=1843$ ;  $n=158$ ;  $p<0,001$ ;  $U_{Decmed}=1513$ ;  $n=158$ ;  $p<0,001$ ), onde ocorre maior precipitação total anual, quer em número de dias quer em quantidade ( $U_{Pdmpond}=2204$ ;  $n=158$ ;  $p<0,01$  e  $U_{Ptmpond}=2233$ ;  $n=158$ ;  $p<0,01$  respectivamente). Estes trajectos apresentaram por outro lado, menor insolação média anual ( $U=2289$ ;  $n=158$ ;  $p=0,01$ ) e menores temperaturas diárias médias ( $U=1926$ ;  $n=158$ ;  $p<0,001$ ).

**Tabela II.5** - Resultados da comparação (teste de Mann-Whitney U) efectuada entre trajectos de amostragem onde se detectou ( $n=110$ ) e onde não se detectou ( $n=48$ ) rola-brava. Mediana (distância inter-quartil) de cada variável de ocupação do solo nos trajectos, com e sem detecções.

Variáveis	Sem detecções	Com detecções	U	p
Urbano	0,04 (0,08)	0,04 (0,07)	2389,5	0,34
Pastagens	0,20 (0,19)	0,17 (0,23)	2067,0	<b>0,03</b>
Culturas anuais	0,05 (0,14)	0,01 (0,00)	2639,5	0,99
Culturas permanentes	0,08 (0,16)	0,06 (0,18)	2533,5	0,69
Montado com mato	0,00 (0,14)	0,00 (0,02)	2301,5	<b>0,01</b>
Montado sem mato	0,13 (0,28)	0,00 (0,06)	1605,0	<b>&lt;0,001</b>
Folhosas com mato	0,00 (0,01)	0,00 (0,04)	3108,5	<b>0,04</b>
Folhosas sem mato	0,00 (0,01)	0,00 (0,03)	3168,0	<b>0,02</b>
Eucaliptal com mato	0,00 (0,03)	0,00 (0,02)	2440,0	0,38
Eucaliptal sem mato	0,00 (0,03)	0,00 (0,08)	2740,5	0,68
Coníferas com mato	0,00 (0,04)	0,03 (0,11)	3411,0	<b>&lt;0,01</b>
Coníferas sem mato	0,00 (0,02)	0,03 (0,09)	3346,5	<b>0,01</b>
Mistos com mato	0,00 (0,00)	0,00 (0,03)	3048,0	0,07
Mistos sem mato	0,00 (0,01)	0,00 (0,04)	3129,5	<b>0,04</b>
Matagais	0,04 (0,06)	0,06 (0,19)	3665,0	<b>&lt;0,001</b>
Pouca vegetação	0,00 (0,02)	0,00 (0,01)	2694,0	0,81
Outros usos	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	2527,0	0,40
Zonas húmidas	0,00 (0,03)	0,00 (0,01)	2233,5	0,09
Sebes	0,00 (0,10)	0,00 (0,10)	2288,5	0,11
Galeria ripícola	0,01 (0,10)	0,05 (0,15)	2830,0	0,45
Linha de água	0,05 (0,05)	0,00 (0,06)	2591,5	0,84
Diversidade	2,92 (1,03)	3,00 (0,71)	2434,0	0,44

De acordo com os dados obtidos na análise univariada, não paramétrica, os trajectos onde a rola-brava foi detectada apresentaram uma maior abundância de matagais ( $p>0,001$ ), florestas de coníferas ( $p<0,01$ ) e outras manchas florestais dominadas por povoamentos de folhosas ( $p<0,01$ ) ou mistos ( $p<0,05$ ). Já os trajectos onde não foram detectadas rolas-bravas tinham comparativamente maior abundância de montados, em particular os que apresentam sub-coberto intervencionado com pastagens ou culturas ( $p<0,001$ ), e ainda as áreas abertas de pousios ou pastagens (Tabela II.5 e Figura II.6).



**Figura II.6** - Comparação entre os valores de tendência (mediana, distância inter-quartil, máximo e mínimo) de variáveis de ocupação de solo (expressa em frequência de ocorrência), para as quais se verificaram diferenças significativas ( $p<0,05$ ) entre trajectos com ( $n=110$ ) e sem detecções ( $n=48$ ) de rola-brava.

Das variáveis de ocupação do solo cuja abundância diferiu significativamente entre trajectos com e sem detecções de rola-brava, apenas as relativas ao montado e às folhosas evidenciaram valores de correlação elevados (“Montado sem mato” vs. “Montado com mato”  $r_s=0,71$ ;  $n=158$ ;  $p>0,001$  e “Folhosas com mato” vs. “Folhosas sem mato”  $r_s=0,58$ ;  $n=158$ ;  $p<0,001$  respectivamente). As variáveis que expressam a abundância de habitats lineares lenhosos (sebes, galeria ripícola) estiveram positivamente correlacionadas ( $p<0,05$ ) entre si e com os habitats florestais, nomeadamente de folhosas e de coníferas com mato no sub-coberto ( $p<0,01$ ).

### 1.3.3. Padrões paisagísticos gerais

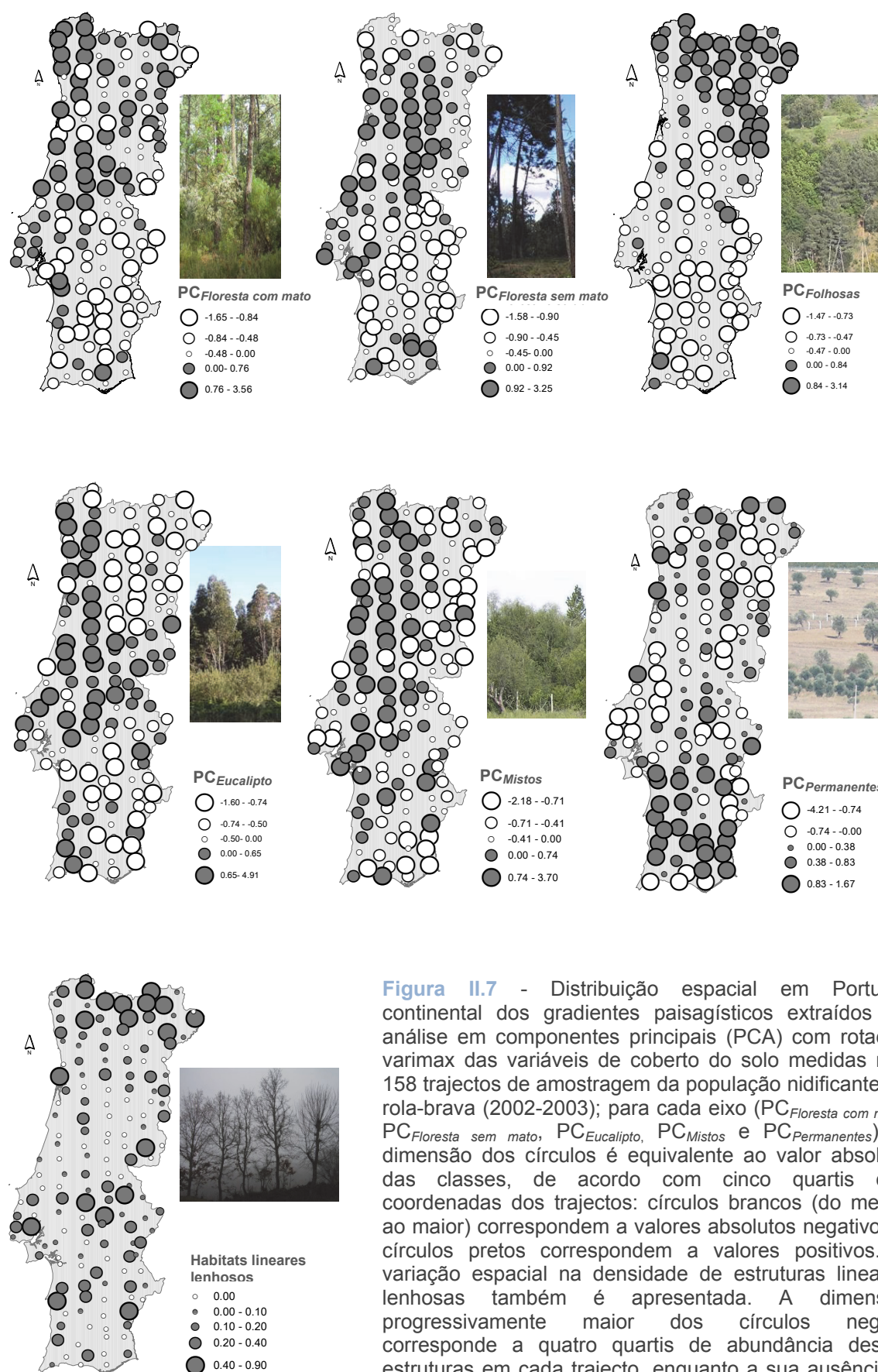
A análise em componentes principais efectuada apenas com as classes de ocupação do solo, permitiu resumi-las em seis variáveis sintéticas (eixos da PCA com valor próprio >1) integradoras da complexidade da paisagem, que explicaram 82,1% da variância total (Tabela II.6).

O primeiro eixo ( $PC_{Floresta\ com\ mato}$ ) explicou 19% da variância total e distinguiu um gradiente de trajectos progressivamente dominados por áreas florestais com sub-coberto abundante e estruturado, particularmente coníferas, que são mais comuns no Norte e centro de Portugal continental. O segundo eixo ( $PC_{Floresta\ sem\ mato}$ ) representa a porção de variabilidade (18% da variância) dos habitats nomeadamente pinhais, onde o mato em sub-coberto é periodicamente intervencionado e cujo padrão espacial é semelhante ao primeiro eixo ( $PC_{Floresta\ com\ mato}$ ). O terceiro eixo ( $PC_{Folhosas}$ ) explicou 16% da variância e expressa a ocupação do solo por manchas de outras folhosas (que não eucaliptos ou montados de sobre/azinho), mais comuns no Nordeste do país. Os quarto e quinto eixos descrevem um coberto progressivamente mais ocupado por eucalipto ( $PC_{Eucalipto}$ ) e por povoamentos florestais mistos ( $PC_{Mistos}$ ), o primeiro mais prevaiente ao longo da costa, principalmente na faixa litoral Norte e todo o vale do rio Tejo, enquanto o último é mais comum na Beira Alta e à volta da Grande Lisboa (AML). O sexto eixo resultante da PCA representa uma proporção progressivamente decrescente de culturas permanentes ( $PC_{Permanentes}$ ) que são mais abundantes no litoral algarvio, regiões do Oeste e Trás-os-Montes. As estruturas lineares lenhosas (galerias ripícolas, sebes arbóreo/arbustivas) foram mais documentadas nas regiões do Minho e Trás-os-Montes e ainda ao longo dos cursos principais dos rios Vouga, Tejo, Sado e Guadiana (Figura II.7).

**Tabela II.6** - Magnitude e sinal da contribuição das variáveis descritoras da paisagem para os eixos com valor próprio >1,0, extraídos através da análise em componentes principais (PCA), após rotação com o método varimax (e normalização de Kaiser), e proporção da variância explicada por cada eixo. Valores a negrito indicam uma contribuição > |0,65|.

Variáveis	PC <sub>Floresta com mato</sub>	PC <sub>Floresta sem mato</sub>	PC <sub>Folhosas</sub>	PC <sub>Eucalipto</sub>	PC <sub>Mistos</sub>	PC <sub>Permanentes</sub>
Agricultura	-0,58	-0,58	-0,37	-0,23	-0,19	-0,12
Pastagens	-0,52	-0,35	0,08	-0,31	-0,25	0,30
Culturas anuais	-0,49	0,05	-0,05	0,04	-0,05	0,04
Culturas permanentes	-0,13	-0,17	-0,17	-0,11	-0,11	<b>-0,91</b>
Montados	-0,28	-0,54	-0,45	-0,04	-0,01	0,33
Floresta	0,56	0,53	0,29	0,40	0,30	0,19
Floresta com mato	<b>0,88</b>	0,07	0,32	0,18	0,16	0,12
Floresta sem mato	-0,12	<b>0,78</b>	0,17	0,43	0,30	0,15
Coníferas	0,59	<b>0,76</b>	0,04	0,00	0,09	0,13
Coníferas com mato	<b>0,84</b>	0,33	0,14	-0,04	0,02	0,13
Coníferas sem mato	0,00	<b>0,90</b>	-0,08	0,06	0,09	0,06
Folhosas	0,15	-0,01	<b>0,96</b>	-0,07	0,09	0,07
Folhosas com mato	0,27	-0,15	<b>0,85</b>	-0,08	0,05	0,06
Folhosas sem mato	-0,05	0,17	<b>0,83</b>	-0,07	0,08	0,06
Eucaliptal	0,09	0,13	-0,14	<b>0,97</b>	0,02	0,04
Eucaliptal com mato	0,46	-0,16	-0,08	<b>0,71</b>	-0,05	-0,06
Eucaliptal sem mato	-0,19	0,30	-0,14	<b>0,83</b>	0,03	0,11
Mistos	0,36	0,11	0,05	0,04	<b>0,90</b>	0,06
Mistos sem mato	0,60	-0,17	0,03	0,07	<b>0,65</b>	0,05
Mistos com mato	-0,09	0,39	0,06	-0,04	<b>0,81</b>	0,04
Matagais	0,12	0,39	0,55	-0,22	-0,28	0,06
% variância explicada	18,80	17,60	15,60	13,10	11,00	5,70





**Figura II.7** - Distribuição espacial em Portugal continental dos gradientes paisagísticos extraídos da análise em componentes principais (PCA) com rotação varimax das variáveis de coberto do solo medidas nos 158 trajectos de amostragem da população nidificante de rola-brava (2002-2003); para cada eixo ( $PC_{\text{Floresta com mato}}$ ,  $PC_{\text{Floresta sem mato}}$ ,  $PC_{\text{Eucalipto}}$ ,  $PC_{\text{Mistos}}$  e  $PC_{\text{Permanentes}}$ ), a dimensão dos círculos é equivalente ao valor absoluto das classes, de acordo com cinco quartis das coordenadas dos trajectos: círculos brancos (do menor ao maior) correspondem a valores absolutos negativos e círculos pretos correspondem a valores positivos. A variação espacial na densidade de estruturas lineares lenhosas também é apresentada. A dimensão progressivamente maior dos círculos negros corresponde a quatro quartis de abundância destas estruturas em cada trajecto, enquanto a sua ausência é denotada por um círculo pequeno branco.

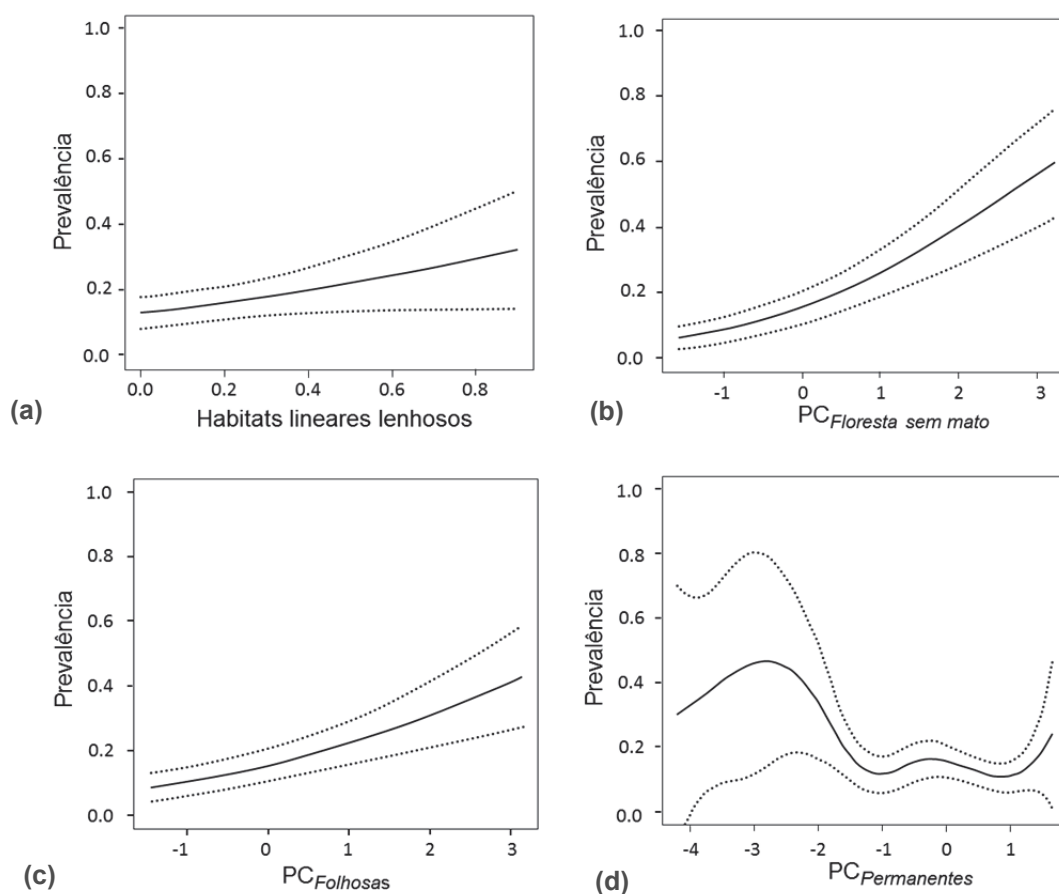


### 1.3.4. Efeitos da composição da paisagem na abundância de rola-brava

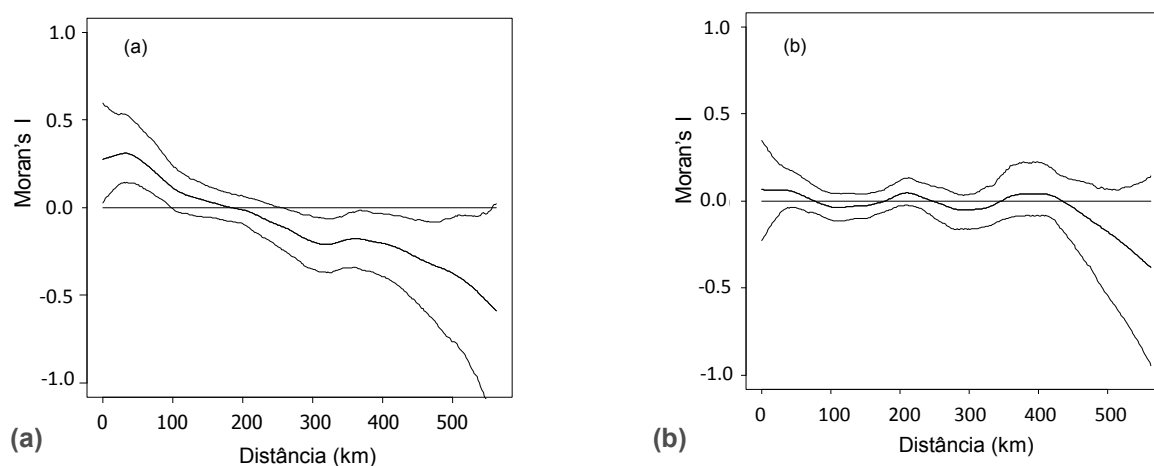
O modelo aditivo generalizado (GAM) obtido para a prevalência da rola-brava em Portugal explica 30,4% da deviança total (Tabela II.7) e inclui o efeito positivo da presença de habitats lineares lenhosos, das florestas sem matos no sub-coberto ( $PC_{Floresta\ sem\ mato}$ ) e das folhosas ( $PC_{Folhosas}$ ) (Figura II.8a, b, c, respectivamente). Também se verificou um forte efeito não linear (5,8 graus de liberdade estimados) da presença de culturas permanentes ( $PC_{Permanentes}$ ) sugerindo um rápido aumento da abundância da rola-brava em paisagens com mais de 40% de ocupação por este tipo de culturas. Contudo, esta secção da curva de resposta foi suportada por poucos trajectos (Figura II.8d). Não se verificou auto-correlação espacial significativa dos resíduos do modelo (Figura II.9) e a inspecção dos gráficos feitos com os resíduos não aponta qualquer problema significativo.

**Tabela II.7** - Parâmetros do modelo que relaciona a prevalência da rola-brava em Portugal continental com algumas variáveis de paisagem (GAM com uma função *logit link*). Deviança explicada = 30,4%; GCV = 4,45; g.l.e = graus de liberdade estimados.

Coeficientes paramétricos	estimativa	Valor de <i>t</i>	Valor de <i>p</i>
(ordenada na origem)	-1,76±0,11		<0,001
<i>Smooth terms</i>	g.l.e	F	<i>p</i>
s (habitat linear lenhoso)	1,00	5,88	0,02
s ( $PC_{Floresta\ sem\ mato}$ )	1,00	32,53	<0,001
s ( $PC_{Folhosas}$ )	1,00	19,70	<0,001
s ( $PC_{Permanentes}$ )	5,83	2,29	0,04



**Figura II.8** - Valores previstos e respectivos intervalos de confiança a 95% (linhas contínua e pontilhada, respectivamente) de prevalência de rola-brava em Portugal continental, obtidos em função das variáveis que entram no modelo final: (a) Habitats lineares lenhosos; (b) PC<sub>Floresta sem mato</sub>; (c) PC<sub>Folhosas</sub> e (d) PC<sub>Permanentes</sub>. Para estimar a curva de cada variável as outras variáveis foram mantidas constantes no seu valor médio.



**Figura II.9** - Correlogramas (Índice de Moran) com respectivos intervalos de confiança a 95% para (a) a prevalência de rola-brava em Portugal continental e (b) para os resíduos (escalonados de Pearson) do modelo GAM (Tabela II.7) que relaciona a prevalência da espécie com as variáveis paisagísticas.

## 1.4. Discussão e conclusões

### 1.4.1. Assimetrias no padrão espacial de abundância de *Streptopelia turtur*

O padrão de distribuição e abundância da população reprodutora de *S. turtur* obtido através de amostragens pontuais em duas Primaveras consecutivas (2002 e 2003) revelou uma grande assimetria entre o norte e o sul do país. A rola-brava tem uma distribuição mais contínua a norte do Tejo, sendo as regiões de Trás-os-Montes, Beira Interior, Beira Litoral e o Oeste, aquelas que apresentam a maior abundância da espécie. A sul do Tejo, a distribuição é mais esparsa, concentrando-se essencialmente nas zonas do vale do Guadiana e península de Setúbal. Considerando que a espécie exibe filopatria natal (Murton, 1968; Cramp, 1985) será de prever que as mesmas áreas sejam ocupadas sucessivamente e mantenham, por isso, as abundâncias, a menos que factores extrínsecos interfiram. Algumas das diferenças verificadas entre 2002 e 2003 podem ter resultado de se terem efectuado os censos em períodos do mês de Maio com temperaturas díspares, factor que ao influenciar a actividade vocal e a mobilidade das aves em geral (Bibby *et al.*, 2000) condiciona a sua detecção (Saraiva, 2004). O mês de Maio de 2002 foi anormalmente frio, com temperaturas mínimas do ar 1°C abaixo do normal para a época (Brito, 2009), em particular no Nordeste do país. As temperaturas em Maio de 2003 foram cerca de 3°C superiores à média climatológica (1961-1990), sendo considerado um mês seco a extremamente seco, a que se sucedeu um mês de Junho dos mais quentes que há registo (Pires *et al.*, 2004). Já em 2004, as temperaturas registadas para o mês de Maio não se desviaram significativamente da normal climatológica (Espírito Santo, 2005). Para além das diferenças meteorológicas inter- anuais, alguns dos locais amostrados sofreram alterações assinaláveis em 2004 decorrentes da época de fogos de 2003, que devastou manchas florestais, em particular no centro do país (Pereira *et al.*, 2005; Silva *et al.*, 2011).

O modelo obtido através de técnicas de geoestatística para o conjunto dos dois anos deixou antever a existência de situações não explicadas de uma forma exclusivamente geográfica, resultado de uma heterogeneidade ambiental (*cf.* 1.4.2) ou variabilidade imprevisível da amostragem (Rufino *et al.*, 2005). No entanto, o padrão de distribuição e abundância obtido com esta abordagem está de acordo com o reportado em atlas nacionais de aves nidificantes (Rufino, 1989; Equipa Atlas, 2008) efectuados com recurso a cobertura espacial e temporal mais exaustiva, se bem que não dirigida a uma espécie em particular. A correspondência encontrada entre os resultados dos atlas e os deste estudo sugere que o protocolo de amostragem adoptado no presente trabalho, associado à interpolação usando o *krigging* oferece uma imagem consistente dos padrões de abundância da rola-brava e das áreas nucleares de nidificação, que poderá

constituir a base para uma monitorização regular da espécie. A implementação de um esquema de monitorização nacional é, aliás, um dos requisitos consignados no plano de gestão da espécie a nível europeu (Lutz & Jensen, 2007). Métodos semelhantes em termos de relação custo/benefício têm vindo a ser utilizados com sucesso na monitorização das populações nidificantes de columbídeos, por exemplo em França (Boutin *et al.*, 2001; ONCFS, 2004) e na América do Norte (Dolton & Rau, 2005). Algumas questões relacionadas com a optimização e operacionalização deste procedimento para Portugal serão abordadas na última secção desta tese, já que incorpora os resultados dos estudos entretanto apresentados. Por exemplo, a adopção dos melhores períodos de amostragem, coincidentes com os picos de actividade vocal da espécie (Calladine *et al.*, 1999; Fernandes, 1999; Saraiva, 2004) será confirmada nos capítulos seguintes (2 e 3).

#### 1.4.2. Contribuição das variáveis ambientais para o padrão espacial

##### 1.4.2.1. Aspectos climáticos e fisiográficos

Os resultados do presente trabalho confirmaram a presença da rola-brava, desde o nível do mar (na ria de Aveiro, Vagos) até aos 1086 m, nas serras da Padrela e da Nogueira, na região de Trás-os-Montes. Em Portugal a espécie pode ser encontrada a níveis altitudinais superiores, apesar de não se ter confirmado a sua nidificação (Pimenta & Santarém, 1996; Silva, 1998; Equipa Atlas, 2008). Estes resultados estão de acordo com o reportado para outras áreas da sua distribuição (Carrascal & Diaz, 2003), apesar de a sua nidificação ser assinalada em Espanha até aos 1600 m de altitude em áreas de clima mais seco (Martinez, 2004) ou até aos 2000 m no Alto Atlas, em Marrocos (Hanane & Maghnouj, 2005). Também relativamente ao padrão climático, a rola-brava foi observada no presente estudo dentro dos limites já apontados por outros autores (Bustamante *et al.*, 1988; Huntley *et al.*, 2007; Araújo *et al.*, 2011), sendo mais abundante em Portugal nas regiões de clima com carácter supra e meso-mediterrânico (Mesquita & Sousa, 2009). Nos limites geográficos portugueses, a abundância da rola-brava está associada positivamente com a latitude e longitude e negativamente com a temperatura média anual e o número de dias de sol. A comparação visual da localização das manchas de maior abundância da espécie com o mapa de isolinhas da temperatura média de Verão (Brito, 2009) parece indicar que a espécie é mais abundante em áreas onde a temperatura média de Verão é inferior a 16,5°C e a temperatura máxima de Verão se situa entre os 22°C e os 30°C, o que de acordo com Carrascal & Diaz (2003), lhe confere um carácter europeu e eurióico.

O maior índice de continentalidade e os extremos de altitude e de temperatura negativa que se verificam a norte e a nordeste da Península Ibérica (Ninyerola *et al.*, 2005) condicionam a presença da rola-brava nestas regiões. Trás-os-Montes e a Beira Interior de Portugal continental, onde a rola-brava tem uma distribuição mais contínua, constituem a franja marginal de concentração de abundância da espécie nas regiões centrais da Península Ibérica (Martinez, 2003). A menor abundância da espécie no sul do país pode estar associada às afectações causadas pela reduzida humidade e elevada insolação que ali se fazem sentir no final da Primavera e Verão (Ninyerola *et al.*, 2005). Nestas condições há maior probabilidade das aves sofrerem *stress* hídrico e alimentar que pode conduzir a baixas produtividades (Blondel & Aronson, 1999) e limitar a população a médio e longo prazo. No entanto não existem estudos que confirmem alterações fisiológicas nas rolas-bravas decorrentes destes factores. As outras áreas nucleares identificadas no presente estudo não se enquadram no padrão ibérico e por isso poderão ser explicadas por características paisagísticas ou ocupação do solo específicas.

#### 1.4.2.2. Ocupação do solo

A vegetação comporta um grande potencial para prever a distribuição das aves, na medida em que as afecta directamente (porque fornece abrigo, alimento e locais potenciais de nidificação), enquanto a topografia e o clima afectam as aves indirectamente, modificando as suas relações com a vegetação (habitats semelhantes podem ser seleccionados de forma diferente sob condições climáticas diferentes) ou simplesmente modificando a própria vegetação (Bustamante *et al.*, 1988; Capelo *et al.*, 2007). De facto, vários estudos demonstraram que a combinação da latitude, longitude e altitude segrega os bosques no contexto da Península Ibérica (*e.g.*, Costa *et al.*, 1998; Costa *et al.*, 2005; Mesquita & Sousa, 2009), condicionando fortemente o coberto vegetal e a utilização deste pelo Homem (Blondel & Aronson, 1999; Aguiar & Pinto, 2008). O atrás exposto justifica a opção tomada no presente estudo de evidenciar a contribuição da ocupação do solo no estabelecimento dos padrões de abundância de *Streptopelia turtur*, cuja influência significativa foi, aliás, confirmada pelos resultados obtidos.

A rola-brava parece ser fortemente influenciada pela composição da paisagem, com maiores abundâncias associadas a pinhais sem sub-coberto lenhoso, manchas de folhosas e pomares e ainda a elevadas densidades de habitats lineares lenhosos. As menores abundâncias da espécie foram detectadas em áreas ocupadas maioritariamente por culturas anuais e montados. O padrão de distribuição da rola-brava espelha um pouco a estratificação do coberto vegetal do país: a existência de extensas áreas

agrícolas e agro-florestais (de montado de sobro e azinho) a sul contrasta com o centro e norte, onde se verifica uma maior abundância de outras folhosas e resinosas, numa matriz paisagística mais heterogénea e rica. As florestas de coníferas correspondem essencialmente às vastas áreas do norte e centro de Portugal, ocupadas por pinhal bravo onde a ausência de sub-coberto lenhoso decorre de actividades para reduzir o combustível, em caso de incêndio (Fernandes & Rigolot, 2007). As florestas de folhosas correspondem a povoamentos de quercíneas fragmentados e embebidos em paisagens complexas em mosaico, com matagais e pastagens (e.g., Moreira *et al.*, 2001; Aguiar & Pinto, 2008).

O presente estudo destaca a preferência da rola-brava por paisagens florestais e agrícolas com árvores, representadas por exemplo por pomares ou parcelas bordejadas por galerias ripícolas e sebes arbóreas, o que está de acordo com os resultados de estudos anteriores efectuados em Portugal (e.g., Oliveira, 1991; Vowles & Vowles, 1994; Pimenta & Santarém, 1996; Silva, 1998; Moreira *et al.*, 2001, *vd.* Catry *et al.*, 2010 para uma revisão) e na Europa (e.g., Génard, 1989; Gaizarin, 1996; Calladine *et al.*, 1997; Hermant & Frochot, 1997; Rouxel, 2000; Guttierrez, 2001; Browne & Aebischer, 2003; Buruaga *et al.*, 2012). Contudo, estes resultados contrastam com a visão convencional de que a rola-brava é principalmente uma espécie associada a habitats agrícolas (BirdLife International, 2004), sugerindo que na região mediterrânica a espécie pode prosperar numa vasta gama de habitats (Peiró, 1990; Rocha & Hidalgo, 2002; Martinez, 2004; Camprodon & Brotons, 2006; Bakaloudis *et al.*, 2009; Hanane & Baamal, 2011; Buruaga *et al.*, 2012; Hanane, 2012).

A associação da rola-brava com habitats arbóreos decorre, em termos gerais, da especificidade dos seus requerimentos para nidificação, já que a espécie usa maioritariamente árvores e arbustos altos para colocar o ninho (Nankinov, 1994; Browne & Aebischer, 2004; Camprodon & Brotons, 2006; Hanane, 2012). Contudo, habitats como as plantações de eucalipto, coníferas com mato no sub-coberto e florestas mistas não contribuíram positivamente para a modelação da abundância da rola-brava, sugerindo que o uso de habitats arbóreos pode ser influenciado por outros factores. Um dos mais importantes poderá ser a disponibilidade de recursos alimentares nas proximidades das áreas de nidificação, já que *S. turtur* parece utilizar paisagens em mosaico onde nidifica em habitats arbóreos e se alimenta em pastagens ou culturas na vizinhança (Browne & Aebischer, 2004; Dunn & Morris, 2012). Este aspecto poderá justificar a forte associação positiva das rolas-bravas com os pinhais onde o sub-coberto é gerido, uma vez que esses habitats podem providenciar uma boa combinação entre segurança para a instalação de ninhos e alimento no estrato herbáceo. De modo semelhante a resposta positiva à abundância de culturas permanentes pode ser devida ao aproveitamento das

árvores para instalação dos ninhos em conjunto com alimento disponível no estrato herbáceo (Hanane & Baamal, 2011; Hanane, 2014).

De acordo com os resultados obtidos, o tipo de essência florestal e, indirectamente, a forma de gestão silvícola parece influenciar a abundância da rola-brava, à semelhança do que acontece com outras espécies de aves florestais (e.g., Santana *et al.*, 2012). Apenas para as manchas de folhosas, os efeitos do tipo de sub-coberto não puderam ser destrinçados, devido à elevada correlação entre a abundância desses povoamentos com e sem sub-coberto lenhoso. A menor utilização pela rola-brava de povoamentos florestais com sub-coberto denso já tinha sido reportada noutros estudos efectuados na Península Ibérica (Santos *et al.*, 2002; Buruaga *et al.*, 2012), e na Grécia (Bakaloudis *et al.*, 2009), assim como um aumento da abundância desta espécie em povoamentos que foram submetidos a limpeza do mato e das árvores (Camprodon & Brotons, 2006). Estes resultados sugerem que praticas silvícolas que visem, por exemplo, a redução do risco de incêndio podem ser positivas para a rola-brava, já que envolvem a remoção dos matos secundários e promovem a proliferação do estrato herbáceo (Santos *et al.* 2002; Moreira *et al.*, 2003; Santana *et al.*, 2011)

Contrariamente ao que se verifica nas paisagens florestais, um dos factores limitantes para a rola-brava em paisagens abertas deverá ser a disponibilidade de locais propícios à instalação dos ninhos (Aubineau & Boutin, 1998; Browne & Aebischer, 2005). De facto, nestas paisagens, esta ave parece estar altamente dependente da presença de sebes e galerias ripícolas para nidificação, enquanto se alimenta nos habitats agrícolas adjacentes (Browne & Aebischer, 2003, 2005; Dunn & Morris, 2012). Estas observações justificam o efeito fortemente positivo dos habitats lineares lenhosos na abundância de rola-brava em Portugal. Esta situação, reconhecida noutros estudos (e.g., Parish *et al.*, 1995; Gaizarain, 1996; Calladine *et al.*, 1997; Aubineau & Boutin, 1998; Atauri & De Lúcio, 2001; Boutin *et al.*, 2001; Martinez, 2004; Browne & Aebischer, 2005), é mais relevante nos países da Europa ocidental onde a intensificação agrícola a partir de meados do séc. XX reduziu a presença de sebes e dos remanescentes florestais na matriz agrícola (Farina, 1997; Aubineau *et al.*, 1998; Fuller *et al.*, 2005).

A menor abundância da rola-brava em áreas mais homogéneas de intensa actividade agrícola foi também encontrada por outros autores (e.g., Hermant, 1993; Calladine *et al.*, 1999; Chamberlain & Fuller, 2001; Guttiérrez, 2001). Nestas áreas conjugam-se em maior ou menor grau diversos factores que limitam a disponibilidade alimentar e de habitats de reprodução da espécie (Chamberlain & Fuller, 2001; Rocha & Hidalgo, 2002): elevados níveis de herbicidas, de encabeçamento e de mecanização, com a concomitante raridade de estruturas de compartimentação, como as sebes e galerias ripícolas ou bosquetes. Ao contrário do que acontece no norte da Europa onde a



rola-brava frequentemente nidifica em arbustos altos e espinhosos, como o pilriteiro (*Crataegus monogyna*) (Browne & Aebischer, 2003; Dunn & Morris, 2012), nas zonas agrícolas mediterrânicas os matos fornecem geralmente suporte inadequado, devido à baixa estatura dos arbustos que dominam nos matagais secundários tornando-os por isso inapropriados para muitas aves florestais (Rey-Benayas *et al.*, 2010). Assim, futuros incentivos, como as medidas agro-ambientais (Wilson *et al.*, 2007; Stoate *et al.*, 2009) visando a promoção de culturas adequadas e de habitats lineares lenhosos (Browne & Aebischer, 2004; Dunn *et al.*, 2015) em contexto agrícola afiguram-se benéficos para a espécie em Portugal.

Apesar do valor intrínseco do exercício de modelação efectuado neste estudo, o melhor modelo GAM explicou só uma porção relativamente pequena (ca. 30%) da variação espacial dos padrões de abundância da rola-brava em Portugal. Para lidar com esta variabilidade não explicada pelo modelo, os estudos futuros deveriam incluir outros factores importantes, como os climáticos, cujo papel se reconhece fundamental na distribuição das espécies de aves (Telleria & Santos, 1994; Carrascal & Diaz, 2003; Triviño *et al.*, 2011). No presente estudo, a heterogeneidade da paisagem retratada pelo índice de diversidade ( $H'$ ) de usos do solo no trajecto de amostragem não revelou qualquer influência para o padrão de distribuição e abundância de *S. turtur*. No entanto, considera-se que a modelação deveria incluir métricas de fragmentação para além de variáveis sobre a composição de paisagem, uma vez que há cada vez mais evidências que a fragmentação de habitat pode desempenhar um papel fundamental na determinação da distribuição das espécies a larga escala (Santos *et al.*, 2002; Seoane *et al.*, 2004; Reino *et al.*, 2013). Finalmente, os modelos de distribuição podem ser melhorados através da inclusão de características locais relacionadas, por exemplo, com o microclima (Seoane *et al.*, 2004), a estrutura da vegetação ou a disponibilidade e distribuição dos locais de alimentação (Browne & Aebischer, 2003, 2004; Bakaloudis *et al.*, 2009; Hanane, 2012).

Em termos gerais, a investigação futura deve por isso combinar um espectro largo de factores que opere a diferentes escalas, aumentando por isso o conhecimento sobre a sua influência nos padrões de abundância da espécie. O cruzamento destes padrões de abundância com outros mapas temáticos poderá ser útil, nomeadamente para avaliar o efeito da pressão cinegética ou das alterações de habitat provocadas pelos incêndios ou políticas de ordenamento nas áreas de nidificação. Estes aspectos são abordados nas secções seguintes.



Em síntese, neste capítulo:

- Identificaram-se três regiões nucleares coincidentes com a maior abundância de rola-brava, durante o período de reprodução em Portugal: Trás-os-Montes, serranias da Beira Interior e Beira Litoral e o litoral Oeste;
- Modelou-se o padrão de abundância da rola-brava, tendo-se identificado as formações florestais dominadas por folhosas e resinosas como as componentes paisagísticas que mais contribuem para o padrão a nível nacional; em termos de macro-escala, as variáveis significativas estão primeiramente relacionadas com o tipo de uso e secundariamente com o tipo de gestão, que influencia, por exemplo, as características do sub-coberto florestal;
- Decorrendo dos pontos anteriores, foi possível confirmar as hipóteses inicialmente colocadas e ainda seleccionar as áreas consideradas mais relevantes para estudos posteriores relativos à ecologia e fenologia da espécie (*cf.* Capítulo 3) e aos efeitos do esforço de caça sobre as populações nidificantes (*cf.* Capítulos 5 e 6).



# SECÇÃO



## A ROLA – BRAVA EM PERÍODO REPRODUTOR

**CAPÍTULO 2.** Padrões temporais de abundância de  
*Streptopelia turtur*



“Onde vão, onde vão as rolas de antanho?”

Aquilino Ribeiro (1946), *Aldeia - Terra, gente e bichos*, página 186

A informação resultante deste capítulo fez parte da comunicação oral:

Dias, S. (2010) – Quel est le statut de la tourterelle des bois au Portugal? *2<sup>ème</sup> Colloque Colombides: connaissance et gestion*. 15-17 novembre 2010, Bordeaux (vd. Apêndice VII)

## 2

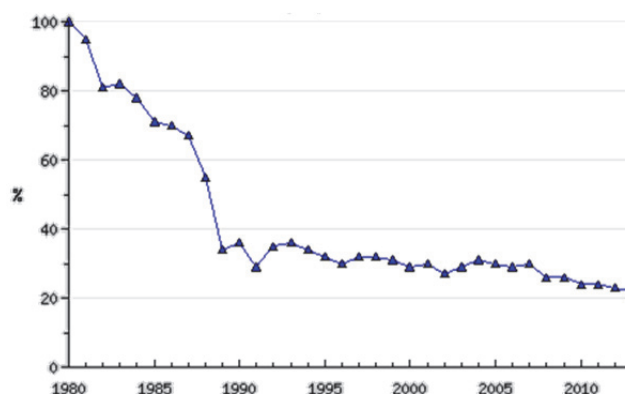
■ Padrões temporais de abundância de *Streptopelia turtur*

## 2.1. Introdução

A conservação e gestão sustentável de um recurso animal devem ser suportadas pelo conhecimento da distribuição da espécie alvo e da sua relação com os habitats, complementado com informação actualizada das tendências de abundância das suas populações (Nichols & William, 2006; BirdLife International, 2015). Os programas de monitorização, como o *Breeding Bird Survey* nos Estados Unidos da América (Faaborg, 2002) ou o esquema Pan-Europeu de Monitorização das Aves Comuns (PECBMS), são as fontes principais de obtenção deste conhecimento (Williams *et al.*, 2002; Kirby *et al.*, 2008; Gregory & van Strien, 2010). Esta monitorização continuada (e de longo prazo) é pois fundamental na definição de critérios e limites para implementação de acções de gestão e conservação, bem como para determinar quando uma tendência negativa constitui um verdadeiro declínio (Martin *et al.*, 2007; Lindenmayer & Likens, 2009; Vorisek *et al.*, 2010).

Os resultados dos programas de monitorização a decorrer em grande parte dos países da Europa (e.g., Roux *et al.*, 2008; Eaton *et al.*, 2009; Jiguet, 2009; Risely *et al.*, 2009) revelaram uma tendência de decréscimo significativo nas populações de migradores de longo curso, onde a rola-brava se inclui (Sanderson *et al.*, 2006; Heldbjerg & Fox, 2008). De facto, a população europeia de *S. turtur* decaiu 78% em 33 anos (Figura II.10), sendo uma das dez espécies de aves com maior decréscimo populacional (PECBMS, 2015). Esta situação deverá estar relacionada com condições adversas nas regiões de invernada (Eraud *et al.*, 2009; Ockendon *et al.*, 2012) e mudanças a decorrer nas rotas migratórias (Newson *et al.*, 2009; Cresswell, 2014) aliadas a alterações dos processos vigentes nas áreas de nidificação (Vickery *et al.*, 2014). O declínio evidente da abundância de *S. turtur* nas últimas décadas (Eaton, 2009) e a contracção da sua área de distribuição no Reino Unido foram relacionados por diversos autores (e.g., Browne & Aebischer, 2004; Thaxter *et al.*, 2010; Vickery *et al.*, 2001, 2014) com a redução da

qualidade do seu habitat de nidificação devido a alterações nas práticas agrícolas. Assim, a opção por culturas diferentes das tradicionais, por intensificação do uso de pesticidas ou ainda a simplificação da matriz agrícola (parcelas maiores, mais lineares e homogéneas, com degradação das bordaduras naturais e das sebes vivas) podem ter influência na selecção e nos períodos de uso de áreas de alimentação (Donald *et al.*, 2006; Dunn & Morris, 2012; Dunn *et al.*, 2015).



**Figura II.10** - Tendência populacional de *Streptopelia turtur* na Europa nos últimos 33 anos, de acordo com os dados recolhidos no âmbito do esquema Pan-Europeu de Monitorização das Aves Comuns (PECBMS) (extraído de PECBMS, 2015).

Tal como referido para outras espécies associadas a meios agrícolas, as tendências populacionais de *S. turtur* não são homogéneas em toda a sua área de distribuição na Europa, assumindo maior notoriedade os decréscimos em países onde as políticas agrícolas europeias (PAC) se fazem sentir há mais tempo (Vickery *et al.*, 2014). Nos países Mediterrânicos, para além dos impactes da PAC na matriz agrícola (PECBMS, 2012), existem outros factores que podem contribuir para alterações nos padrões de abundância da espécie nas últimas décadas. A pressão humana aumentou nas zonas costeiras e baixas, enquanto as zonas do interior estão a ser abandonadas e naturalmente florestadas, provocando um aumento das formações lenhosas (Farina, 1997; Preiss *et al.*, 1997). Nas últimas décadas, em Portugal, outras forças motrizes, como o aumento da área e frequência dos incêndios florestais, bem como dos povoamentos de exóticas com gestão dirigida (eucaliptais) ou sem gestão (e.g. acaciais), vieram alterar a matriz agro-florestal da paisagem de forma inegável (Moreira *et al.*, 2001; Silva *et al.*, 2011; ICNF, 2013). Em contraste, o incremento das áreas geridas para produção animal, aliadas ao aumento das culturas de regadio e ao fornecimento de alimento suplementar para fins cinegéticos (Rocha & Hidalgo, 2001b) têm vindo a proporcionar culturas altamente energéticas (como o girassol), novos pontos de água e

locais alternativos para nidificação (Buruaga *et al.*, 2012). A disponibilização destes recursos poderá originar alteração nas rotas de migração, na fixação de populações reprodutoras (Hanane & Baamal, 2011; Hanane, 2014) e nas direcções de dispersão pós-reprodutora (Rocha & Quillfeldt, 2015), à semelhança do que foi sugerido para Marrocos (Hill, 1992; Lutz & Jensen, 2007).

Nos países do sul da Europa a informação sobre as relações entre a variação dos factores atrás descritos e a tendência populacional de *S. turtur* é exígua, uma vez que os inventários ornitológicos sistematizados são relativamente recentes. Por exemplo, no PECBMS, a região mediterrânica encontrava-se representada até 1996 apenas pela França (Jiguet, 2009; Comolet-Tirman *et al.*, 2015). Portugal aderiu em 2004 a este tipo de programas de monitorização anual de espécies onde a rola-brava se inclui (Hilton, 2006; Feith, 2011). A análise dos dados entretanto obtidos revelou uma tendência de declínio acentuado (-49%) da população portuguesa (Meirinho *et al.*, 2013). Esta informação de curto prazo necessita de ser complementada com dados de períodos anteriores de modo a identificar tendências a longo prazo, que permitam fundamentar, por exemplo, as reavaliações do estatuto da espécie a nível internacional (BirdLife International, 2015).

Para além dos padrões anuais de ocorrência e abundância, é importante saber como as espécies usam o tempo numa dada área (Oriens & Wittenberger, 1991). Indicação sobre as datas de chegada e de partida tem sido utilizada para aferir variações e desfasamentos na fenologia migradora (Browne & Aebisher, 2003; Gordo, 2007; Feith, 2013). Indícios de reprodução tardia e coincidente com os períodos venatórios são ainda objecto de debate (*e.g.*, Tomillo, 2013), e carecem de dados para aferir a sua importância nacional, nomeadamente na aplicação de directivas comunitárias (no âmbito do Comité Ornis, da Directiva Aves). Entre 1994 e 2005, a então Direcção-Geral dos Recursos Florestais (DGRF, actual ICNF) implementou o programa “Censos de Populações Nidificantes de Rola-Comum em Portugal Continental” (CRC), cujos resultados preliminares foram apresentados em 2001 (Cordeiro *et al.*, 2001). Este programa, à semelhança do que foi implementado em França (ONC, 1996; Roux *et al.*, 2006), permitiu recolher dados sobre a abundância das populações de rola-brava em diferentes regiões do país e ao longo da época de reprodução, aspectos considerados fundamentais para o delineamento de futuras medidas de gestão e monitorização.

O objectivo deste capítulo foi então explorar a totalidade dos dados disponíveis no âmbito do CRC, de forma a avaliar a evolução temporal das populações de rola-brava em Portugal continental durante o período de vigência do programa e contribuir para a avaliação da tendência populacional a longo prazo. Paralelamente, pretendeu-se identificar padrões regionais de outros parâmetros, como o tempo de permanência na

área e a intensidade e extensão do período reprodutor.

Em síntese, neste capítulo testaram-se as seguintes hipóteses:

- 1) A rola-brava apresenta em Portugal padrões temporais de distribuição e abundância identificáveis e consistentes ao longo dos anos;
- 2) A abundância da rola-brava varia ao longo da época de nidificação e pode existir sobreposição entre o período reprodutor e o venatório;
- 3) Existem tendências identificáveis das populações reprodutoras de rola-brava no período 1994-2004.

## 2.2. Metodologia

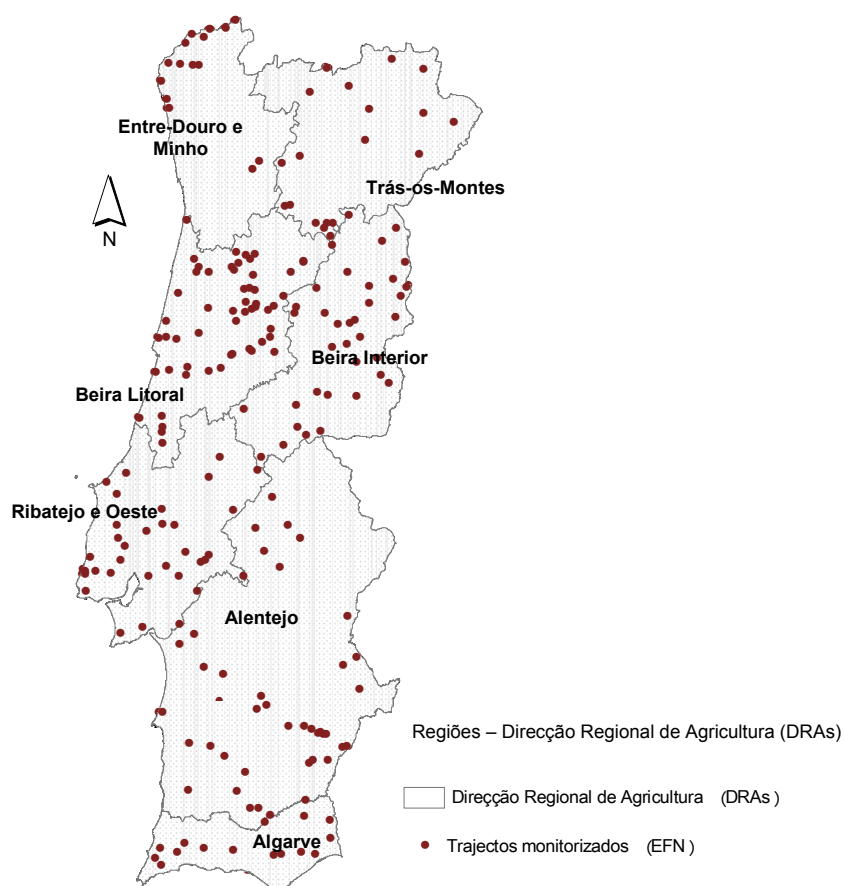
### 2.2.1. Trabalho de campo

No estudo dos padrões temporais de abundância da rola-brava, foram utilizados os registos do programa CRC recolhidos anualmente na área de intervenção de cada uma das sete Direcções Regionais de Agricultura (DRA): Entre-Douro e Minho, Trás-os-Montes, Beira Litoral, Beira Interior, Ribatejo e Oeste, Alentejo e Algarve. A equipa responsável pelo trabalho de campo em cada região participou previamente em sessões de formação sobre a selecção das áreas, técnicas de amostragem, recolha de dados, identificação dos comportamentos da espécie em causa (*i.e.*, vocalizações, construção de ninho, defesa de território). Neste programa, a amostragem baseou-se no método relativo dos transectos sem banda definida (Bibby *et al.*, 2000), considerado como a melhor opção para os operadores disponíveis (brigadas florestais). Em cada região seleccionaram-se percursos com cerca de 3 km de comprimento localizados, na sua maioria, ao longo de galerias ripícolas (arbóreo-arbustivas), considerados *a priori* como os ecótonos mais utilizados por esta espécie para nidificar. Dos 243 percursos efectuados foi possível identificar as coordenadas de 215, permitindo assim a sua localização geográfica (Figura II.11).

Cada percurso foi efectuado a pé com uma velocidade constante de 1 a 2 km/hora, às primeiras horas da manhã, com condições de boa visibilidade, sem vento e sem chuva. Em cada visita foram registados em folhas de campo os contactos visuais e auditivos com *S. turtur*, bem como o tipo de comportamento (Bibby *et al.*, 2000):

- R → Contacto visual;
- R0 → Macho a cantar, rola-brava a construir ninho ou transportando materiais;
- R+ → Ninho ocupado ou com crias;
- +R+ → Grupos de adultos e juvenis (com pelo menos dois indivíduos).

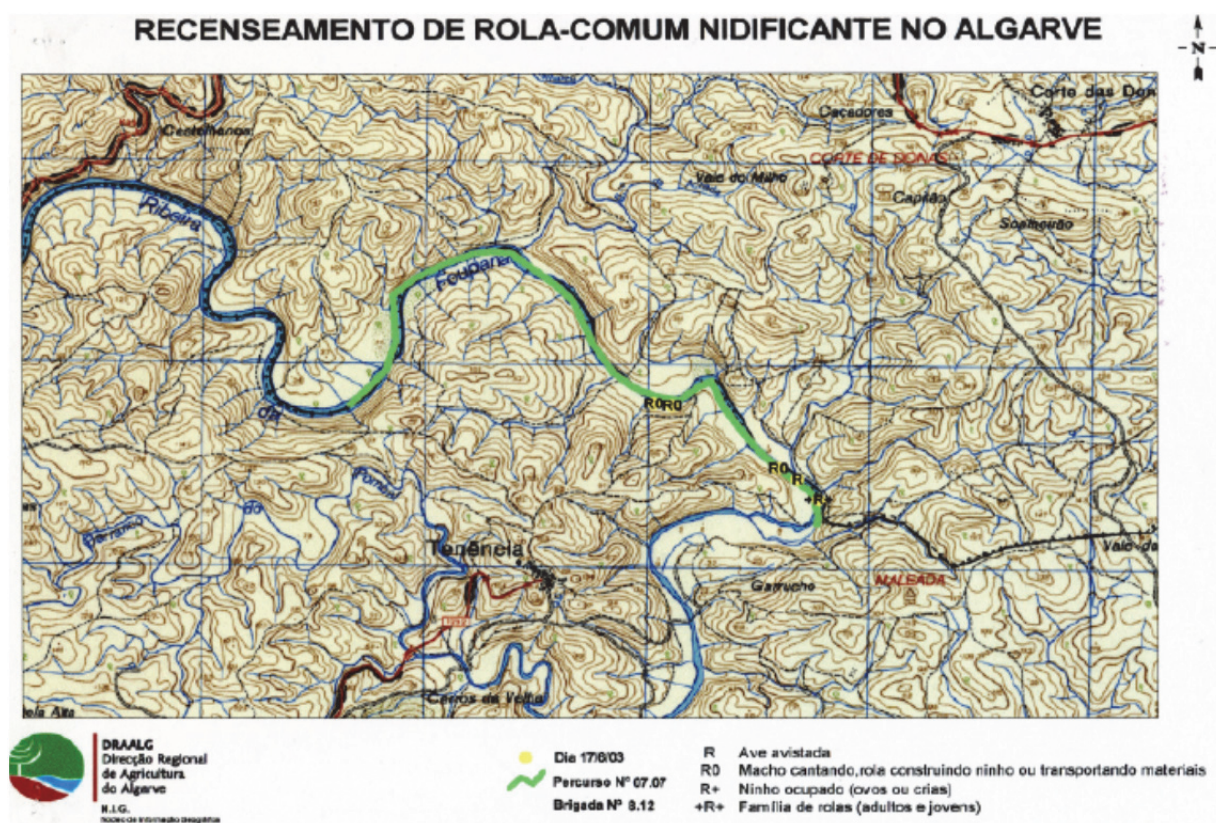




**Figura II.11** – Distribuição nacional de 215 trajectos efectuados ao abrigo do programa “Censos das Populações Nidificantes de Rola-Comum” (CRC) entre 1994 e 2005 em cada uma das regiões (Direcções Regionais de Agricultura - DRA).

Os trajectos foram percorridos regularmente com intervalos de 20 dias, desde o início de Abril até meados de Agosto, durante os anos de 1994 a 2005 (Figura II.12). Para a maioria dos trajectos foi registado o tipo de vegetação associada às margens do percurso, mas de uma forma não sistemática e homogénea.

Neste trabalho de monitorização estiveram envolvidos 50 elementos das brigadas florestais que efectuaram em doze anos um total de 5934 visitas, despendendo aproximadamente 23.740 horas (incluindo deslocações).



**Figura II.12** - Exemplo de uma ficha de campo enviada pela DRAAlg, correspondente ao trajecto 7 da região do Algarve, percorrido no dia 17 de Junho de 2003.

### 2.2.2. Tratamento e análise dos dados

A informação compilada em papel pela DGRF, resultante das contagens periódicas de rola-brava em percursos pré-estabelecidos um pouco por todo o país, foi introduzida numa base de dados em Excel v. 2003, organizada em sete regiões. Os dados referentes ao último ano de amostragem (2005) não foram disponibilizados para análise. O número de percursos e visitas que se fizeram por ano em cada região não foi constante, sendo normalmente menor no primeiro e último período (ano ou quinzena) de análise. Para o primeiro ano de implementação do programa, só existem dados para as regiões da Beira Litoral e Entre-Douro e Minho. Verificou-se também que a informação relativa a cada trajecto era, em alguns casos, incompleta ou pouco explícita (e.g., a descrição do habitat, o registo correcto dos códigos, o delineamento e comprimento do percurso). Na tabela II.8 apresentam-se o número de trajectos e de visitas por ano em cada região, passíveis de serem usados nas análises, após a eliminação dos casos duvidosos.

**Tabela II.8** - Distribuição dos trajectos (percursos) e das visitas pelas regiões ao longo dos anos.

Regiões	Amostragem	Ano											Visitas/total /região
		1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	
Entre-Douro e Minho	trajectos	2	0	0	0	1	3	13	13	13	9	12	248
	visitas	4	0	0	0	2	6	45	56	57	30	48	
Trás-os-Montes	trajectos	0	0	20	13	0	19	16	18	18	18	18	583
	visitas	0	0	46	34	0	70	88	85	98	103	59	
Beira Litoral	trajectos	22	39	29	6	10	40	46	45	45	45	45	1699
	visitas	58	193	166	32	41	194	228	231	185	245	126	
Beira Interior	trajectos	0	36	23	26	21	16	12	13	13	19	15	723
	visitas	0	141	88	94	55	66	52	53	46	86	42	
Ribatejo	trajectos	0	28	31	24	0	33	28	20	20	14	0	905
	visitas	0	142	152	132	0	153	132	97	72	25	0	
Alentejo	trajectos	0	15	10	10	28	20	23	21	22	18	19	777
	visitas	0	49	36	38	66	92	70	107	130	83	106	
Algarve	trajectos	0	18	17	12	14	16	17	16	16	14	14	699
	visitas	0	98	69	36	57	78	78	80	84	55	64	
Nº de trajectos/ano		24	136	130	91	74	147	155	146	147	137	123	
Nº visitas/ano		62	623	557	366	221	659	693	709	672	627	445	

A cada percurso foi atribuído um código e identificadas as datas de visita em cada ano bem como os diversos contactos com a espécie em questão. Para cada ano os registos foram agrupados por quinzenas, com referência inicial em Janeiro (quinzena 1 e 2). Em todas as regiões houve abandono ou substituição de alguns percursos ao longo da implementação do programa, e como tal, seleccionaram-se para as análises subsequentes os trajectos com um mínimo de seis anos de dados (cerca de 70% do total).

Os dados foram sujeitos a duas análises complementares. Uma em que se utilizaram os valores das contagens para a obtenção de tendências nacionais anuais à semelhança dos programas PECBMS e CAC (PECBMS, 2012; Meirinho *et al.*, 2013) e outra, em que os dados foram transformados em índices relativos para avaliar variações sazonais e regionais de abundância. Para esta última, associou-se a cada visita do trajecto o cálculo do Índice Quilométrico de Abundância (IKA), ou seja, o número médio de casais por cada quilómetro do percurso (Bibby *et al.*, 2000). Atendendo a que os dados foram recolhidos de uma forma muito heterogénea, por diversos observadores, e não foi possível aceder a todas as pessoas que realizaram estes censos para esclarecer as dúvidas, optou-se por interpretar os dados de uma forma mais conservativa. Assim criaram-se três sub-índices que auxiliaram na quantificação de diferentes parâmetros:

a) IKA com os contactos auditivos (canto) permite estimar o potencial reprodutor (casais potenciais), assumindo que apenas os machos exibem arrulhos de acasalamento (Cramp, 1985):

$$IKA_{\text{canto}} = CA / CP$$

CA – número de aves a cantar.

CP – comprimento do percurso em quilómetros.

Os valores de abundância foram subestimados por este índice, pois só engloba as aves a cantar no trajecto, ficando de fora as rolas avistadas. Assumiu-se que as primeiras estavam a criar muito perto do percurso (Cramp, 1985), não se podendo inferir o mesmo das aves que foram apenas avistadas (e para os quais não foi possível clarificar a situação com base nas fichas de campo).

b) IKA com os contactos totais (contactos), como avaliador da abundância total:

$$IKA_{\text{contactos}} = (AV + CA + (GR*2)) / CP$$

AV – número de aves avistadas.

CA – número de aves a cantar.

GR – número de grupos (quando a informação não foi dada nas fichas de campo, considerou-se que cada grupo era composto por um adulto e um juvenil).

CP – comprimento do percurso em quilómetros.

Este índice subvaloriza as estimativas do número de animais por quilómetro já que, na ausência de informação em contrário, assumiu-se que os grupos eram compostos por duas aves e os machos a cantar foram registados como indivíduos e não como casais. Também cada ave avistada correspondeu a um registo, não se fazendo inferências sobre o seu estado reprodutor.

c) O IKA dos grupos quantifica os bandos de aves observados: a expressão que se utilizou para determinar este índice é:

$$IKA_{\text{grupos}} = GR / CP$$

GR - número de grupos.

CP – comprimento do percurso em quilómetros.

Todos os valores de IKA foram transformados ( $\log_{10} x+1$ ) antes de qualquer análise, de forma a aproximar os resíduos da normalidade e da homogeneidade de variâncias (Zar, 1999).

Atendendo à inexistência de dados para todos os trajectos, períodos e anos, optou-se por estimar médias marginais dos diferentes IKAs para cada região, obtidas através de desenvolvimento de um Modelo Geral Linear (ou GLM). As médias marginais foram baseadas nas médias estimadas por célula. Para um conjunto fixo de factores, ou as suas interações, as médias foram estimadas como o valor médio, ponderado por todas as combinações geradas pelo resto dos factores no modelo. O recurso ao GLM permitiu estimar a magnitude relativa dos efeitos na variável dependente (neste caso, o índice de abundância, IKA) de cada uma das variáveis explicativas, independentemente das restantes (McCullagh & Nelder, 1989). Este procedimento ponderou então o número de trajectos, os períodos e os anos (que foram introduzidos na análise como variáveis categóricas) no seu resultado. Uma vez que se usaram na análise variáveis transformadas, os valores resultantes do modelo, médias marginais estimadas e respectivos intervalos de confiança, foram retro-transformados para as escalas originais. Os valores indicados no texto referem-se à média e respectivo erro-padrão, quando não explicitado de outra forma.

Para descrever a relação entre os valores das médias marginais dos IKAs e as quinzenas estimou-se a curva que permitisse um melhor ajustamento aos dados. A selecção do melhor modelo baseou-se na proporção de variância explicada ( $R^2$ ) e resultou no ajustamento de uma equação polinomial de quarto grau ao conjunto dos pontos, facilitando a visualização do comportamento deste parâmetro ao longo das quinzenas. A intensidade de reprodução (assumindo que o máximo de contactos com aves a cantar corresponde ao pico de reprodução) foi obtida resolvendo a equação polinomial, através da introdução dos valores decimais das quinzenas. Os resultados dos IKAs mais elevados correspondiam ao auge do período reprodutor.

A tendência populacional para o período de 1994-2004 (entendida como a amplitude de mudança numa população num período de estudo) foi avaliada através de regressões lineares efectuadas com os valores das médias estimadas obtidas com GLM do  $IKA_{\text{canto}}$  e  $IKA_{\text{contactos}}$ . O nível de significância considerado foi de 0,05 ( $p$ ) testado através de análise de variância (Zar, 1999). Paralelamente determinou-se a variação anual relativa ( $k$ ) dividindo o declive da recta pela média dos valores anuais. A tendência populacional encontrada para cada região foi categorizada de acordo com os critérios sintetizados na tabela II.9 adaptados de outros estudos europeus para avaliação de estatuto populacional (e.g. BirdLife International, 2004, 2008; Pannekoek & van Strien, 2005; PECBMS, 2015). Para valores de  $p$  superiores a 0,05 e variações percentuais significativamente inferiores a 5% ao ano, considerou-se que as flutuações verificadas na população não correspondiam a tendências óbvias e como tal não podiam ser atribuídas com segurança ao factor tempo. As populações nesta situação foram consideradas



estáveis de acordo com os parâmetros usados. Para valores de  $p$  superiores a 0,05 e variações anuais superiores a 5% ou inferiores a -5%, as tendências não foram consideradas significativas apesar de sugerirem um crescimento ou um decréscimo de magnitude incerta. Para valores de  $p$  inferiores a 0,05 e variações anuais percentuais compreendidas entre -5% e 5%, a tendência foi significativa mas de magnitude moderada. Foram assim identificadas as categorias de crescimento ou de decréscimo moderado. Finalmente, para valores de  $p$  inferiores a 0,05 e variações superiores a 5% ou inferiores a -5% ao ano, as tendências foram consideradas significativas e de magnitude elevada, traduzindo-se nas categorias de forte crescimento ou decréscimo.

**Tabela II.9** – Atribuição de categorias de tendência populacional, de acordo com os critérios de significância da recta de regressão ( $p$ ) e da magnitude da variação anual relativa ( $k$ ).

Variação anual relativa ( $k$ )	Significância ( $p$ )	
	<0,05	$\geq 0,05$
$k \geq 0,05$	Forte crescimento significativo	Crescimento incerto
$0,00 < k < 0,05$	Moderado crescimento	Estável
$-0,05 < k < 0,00$	Moderado decréscimo	
$k \leq -0,05$	Forte decréscimo significativo	Decréscimo incerto

Para a obtenção de uma estimativa da tendência da população nacional de rola-brava de longo prazo procurou-se combinar os dados do programa CRC entre 1994 e 2004 com os do CAC entre 2004 e 2012 (SPEA, dados não publicados), de acordo com o procedimento usado para obtenção de índices populacionais supra-nacionais (van Strien *et al.*, 2004; PECBMS, 2015). Para otimizar essa combinação foi necessário aplicar critérios idênticos aos utilizados no âmbito do CAC (Feith, 2013) na selecção de dados disponíveis entre 1994 e 2004. Para o efeito associou-se a cada uma das quadrículas da rede nacional de 10x10km os trajectos efectuados no programa CRC ( $n=132$ ). Destas, 36 faziam parte da amostra utilizada pelo CAC ( $n=136$ ). Quando se verificou a existência de mais do que um trajecto por quadrícula, optou-se por aquele com a maior série anual de dados. A variável utilizada na análise foi o número máximo de indivíduos detectados (visual e auditivamente) nas visitas entre 1 de Abril e 31 de Maio, em cada ano e em cada trajecto. Estes dados provêm de 69 quadrículas distribuídas pela região norte do país e de 63 pela região sul (vd. Apêndice III).

Os valores de contagens em cada quadrícula para o período de 1994-2004 foram explorados, através do *software* TRIM versão 3.54 (TRends and Indices for Monitoring data), à semelhança de outros programas de monitorização de aves (e.g., Atkinson *et al.*, 2006; Soldaat *et al.*, 2007; Maillard *et al.*, 2009; PECBMS, 2012). O TRIM computa índices e tendências para uma série temporal de muitos locais através de regressão loglinear de Poisson. Os modelos loglineares são modelos lineares para o logaritmo das contagens esperadas, ao contrário da abordagem tradicional usada anteriormente (vd. página 67) e que considera a logaritmização das próprias contagens. O programa recorre à estimativa de um modelo usando as contagens observadas e depois usa o modelo para prever os dados em falta. Os dados podem assim ser calculados com base na totalidade dos trajectos, com as contagens previstas a substituir as que faltavam (Pannekoek & van Strien, 2005). No TRIM, cada índice é estatisticamente testado comparativamente ao ano de base, tendo em atenção a auto-correlação e a sobre-dispersão. No presente estudo foi usado o modelo com o efeito do ano (permitindo a identificação de períodos com tendências constantes), sem co-variáveis e sem atribuição de pesos diferenciados por região (já que a diferença entre regiões para o número de anos e a quantidade de quadrículas amostradas em cada região era negligenciável). Usaram-se os valores dos índices anuais (obtidos para o CRC e os disponibilizados pelo CAC) e da sua dispersão para obter uma tendência linear para a totalidade do período (1994-2012). A tendência foi expressa pelo declive da recta que descreve a taxa média de variação anual ao longo de cada período (factor multiplicativo anual), com o respectivo erro-padrão e intervalos de confiança (IC) a 95% (Vorisek *et al.*, 2008). Quando o IC não incluiu o valor de 1 (ou zero se convertido para percentagem), então a tendência foi considerada significativa para  $p < 0,05$  (Pannekoek & Strien, 2005) e categorizada de acordo com a magnitude da mudança. Por exemplo, considerou-se como acentuada a tendência cujos limites de variação anual superavam 5%. O ano de base adoptado foi 2004 (índice de 2004 =1) já que foi comum aos dois programas de monitorização, correspondendo ao fim do CRC e início do CAC.

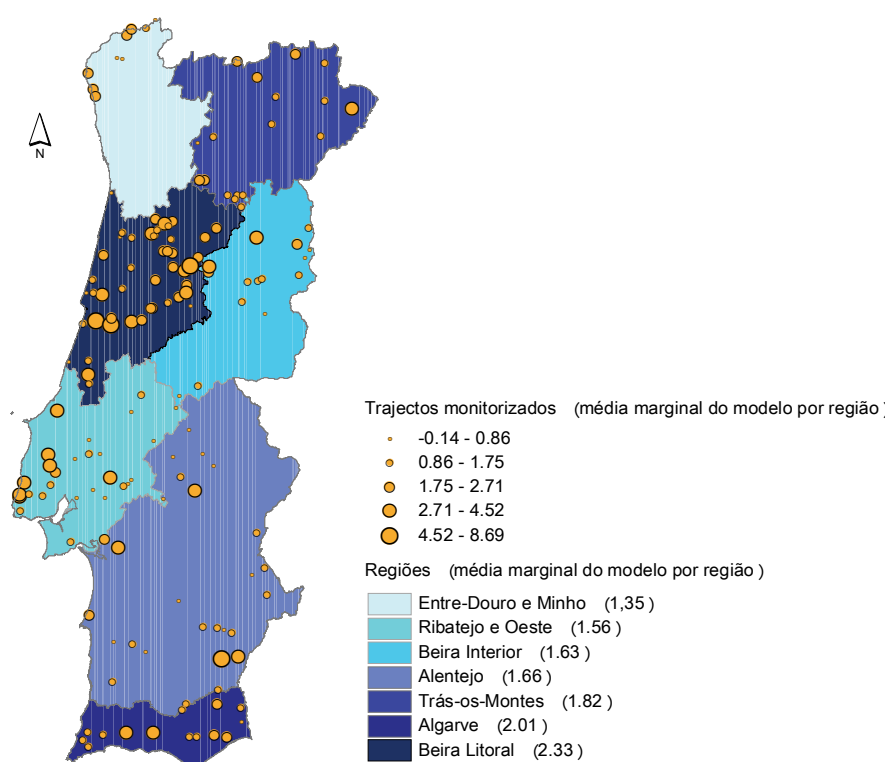
## 2.3. Resultados

### 2.3.1. Evolução da abundância de *Streptopelia turtur* ao longo da época

A evolução da abundância de *S. turtur* entre 1994 e 2004 e ao longo do seu período de permanência em Portugal foi estudada com recurso aos dados de índices quilométricos de abundância (IKAs) estimados em trajectos fixos nas setes regiões de Portugal continental. Os dados do IKA<sub>contactos</sub> em cada região foram utilizados para avaliar a evolução da abundância da rola-brava ao longo da época que permanece em Portugal.



Este índice variou entre zero e trinta contactos por quilómetro, com os valores extremos a verificarem-se no Alentejo (junto a Mértola) e na Beira Litoral (junto a Condeixa, Soure) e correspondendo a contagens no fim da época (Julho, Agosto). O valor médio foi respectivamente mais baixo ( $1,95 \pm 0,03$ ;  $n=5178$ ). Os valores médios, já ponderados pelo efeito do ano e da quinzena de amostragem em cada época, estão sintetizados na figura II.13. Da sua observação salienta-se a importância das regiões de Trás-os-Montes, Beira Litoral e do Algarve para o total da população no decorrer da sua estadia em Portugal.



**Figura II.13** - Distribuição dos valores de  $IKA_{contactos}$  pelas regiões. Valores médios obtidos após GLM, ponderados em cada região pelo efeito dos anos e das quinzenas.

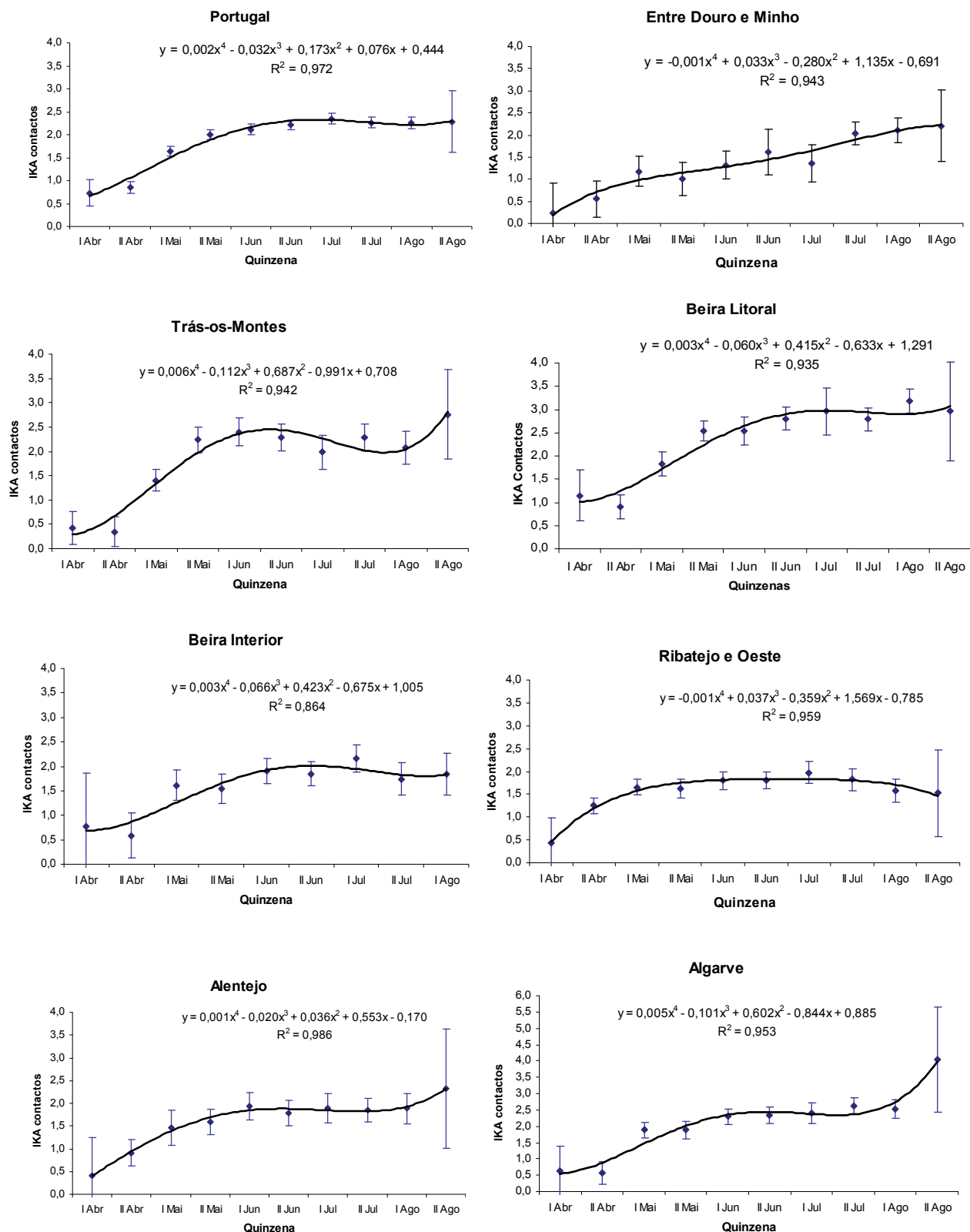
Os resultados dos GLM efectuados para cada região indicaram que a abundância de rolas durante o período em estudo variou consideravelmente entre trajectos, ao longo da época de nidificação e ao longo dos anos (com excepção de Entre-Douro e Minho). As análises de variância univariada (ANOVA) comprovaram a influência do efeito dos trajectos realizados em cada ano sobre os IKAs (Tabela II.10). Já o padrão de evolução do índice de abundância ( $IKA_{contactos}$ ) ao longo das quinzenas não diferiu significativamente ao longo dos anos (com excepção das regiões de Entre-Douro e Minho e do Alentejo).

**Tabela II.10** - Resultados dos GLM que examinam a influência do ano, quinzena e percurso (e suas interações), no índice de abundância de rola-brava ( $IKA_{\text{contactos}}$ ), para cada uma das regiões do continente. \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$  e \*\*\*  $p < 0,001$ .

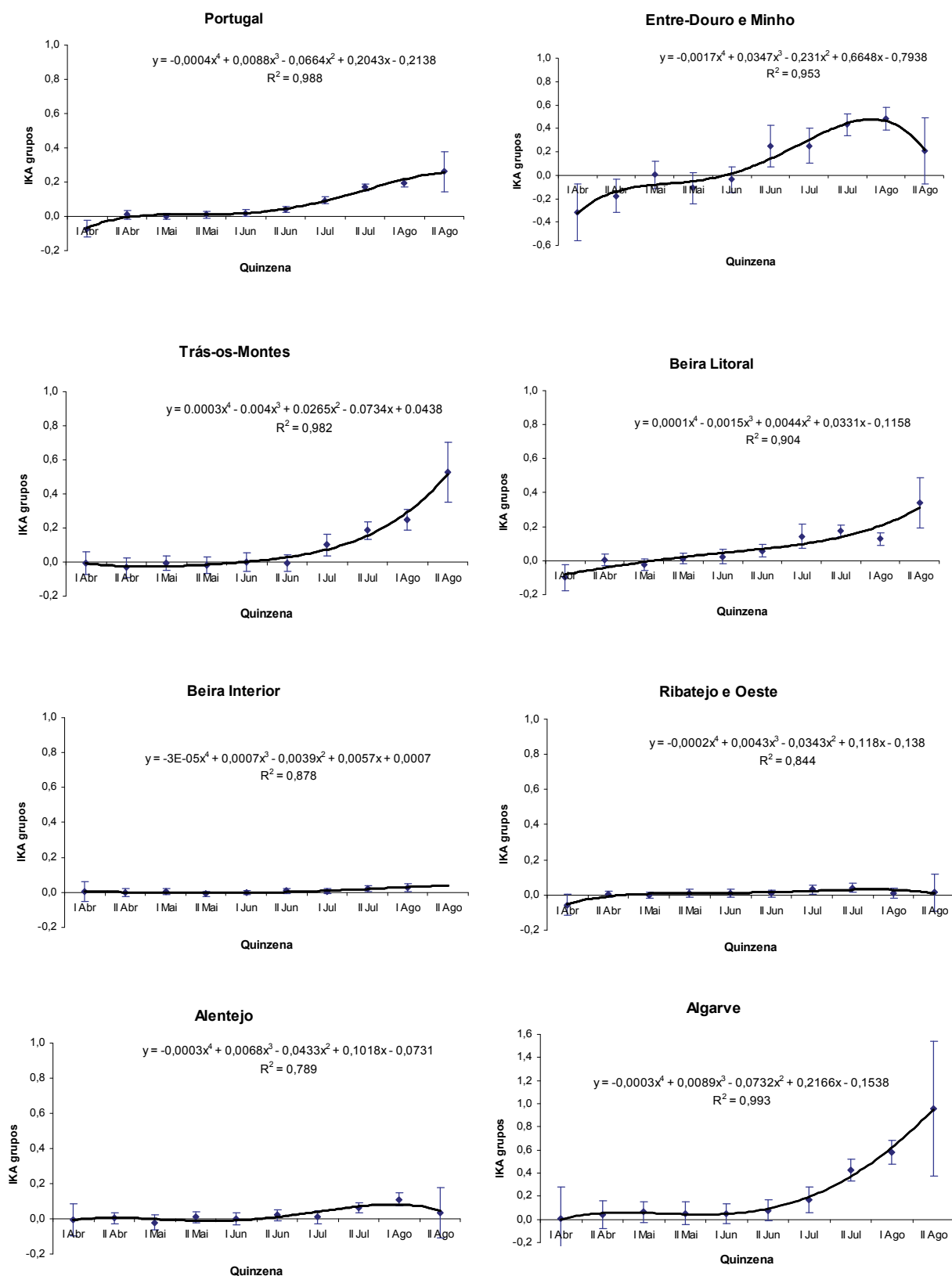
Factor de variação	Região												Portugal	
	Entre-Douro e Minho		Trás-os-Montes		Beira Litoral		Beira Interior		Ribatejo		Alentejo		Algarve	
	g.l.	F	g.l.	F	g.l.	F	g.l.	F	g.l.	F	g.l.	F	g.l.	F
Ano	5	2,16	7	3,55**	10	11,77***	9	5,58***	7	6,54***	9	2,79**	9	4,52***
Quinzena	9	7,91***	9	13,34***	9	16,57***	8	5,46***	9	5,21***	9	4,57***	9	13,05***
Percurso	8	21,59***	17	15,57***	45	31,71***	16	23,02***	32	32,18***	24	61,01***	15	41,69***
Ano x Percurso	34	4,73***	102	2,48***	302	4,98***	112	1,99***	149	3,77***	130	5,68***	114	6,80***
Ano x Quinzena	26	1,86*	50	0,88	71	0,79	62	1,03	48	1,12	61	1,36*	65	1,25
Resíduos	98		368		1216		340		622		496		429	
$R^2$ $R^2_{\text{ajustado}}$	0,85	0,72	0,72	0,57	0,76	0,68	0,70	0,54	0,77	0,69	0,83	0,75	0,82	0,73
					0,76	0,68							0,76	0,68

A figura II.14 mostra os valores estimados do  $IKA_{\text{contactos}}$  para cada quinzena e ajustados a uma curva de tendência para cada região. Na generalidade das situações, a população deste columbídeo aumentou ao longo da época de nidificação. Para o território nacional, o número de contactos subiu gradualmente até à primeira quinzena de Junho, a partir da qual se verificou uma certa estabilização dos efectivos populacionais, que só voltou a ser alterada já para o final da época de reprodução. O mesmo padrão foi encontrado para as várias regiões, de uma forma mais ou menos vincada. Por exemplo, na região de Entre-Douro e Minho o patamar de Junho é quase imperceptível, enquanto no Ribatejo e Oeste os valores estabilizaram desde o início de Maio, verificando-se mesmo uma tendência (não significativa) para a sua redução no final do período de estudo. A maior variabilidade nos dados ocorreu na última quinzena de Agosto para todas as regiões.

A frequência dos bandos de rola-brava aumentou significativamente a partir de meados de Junho (Figura II.15 e Tabela II.11). Nas regiões de Trás-os-Montes e Algarve, o padrão de aumento quinzenal até ao fim de Agosto foi consistente ao longo dos anos (interacção Ano × Quinzena, n.s.). Já na região de Entre-Douro e Minho o modelo sugere uma redução dos bandos para o fim de Agosto. Para as regiões do Ribatejo e Oeste e Beira Interior não foi possível identificar qualquer tipo de padrão, devido ao reduzido número de grupos de rolas-bravas registado.



**Figura II.14** - Variação ao longo da Primavera e Verão do IKA<sub>contactos</sub> (média estimada  $\pm$  95% IC) para Portugal e para cada região. Parâmetros ponderados pelas variáveis ano, percursos e suas interações, através de GLM.



**Figura II.15** - Variação ao longo das quinzenas do IKA<sub>grupos</sub> (média estimada  $\pm$  95% IC) para Portugal e para cada região. Parâmetros ponderados pelas variáveis ano, percursos e suas interações, através de GLM.

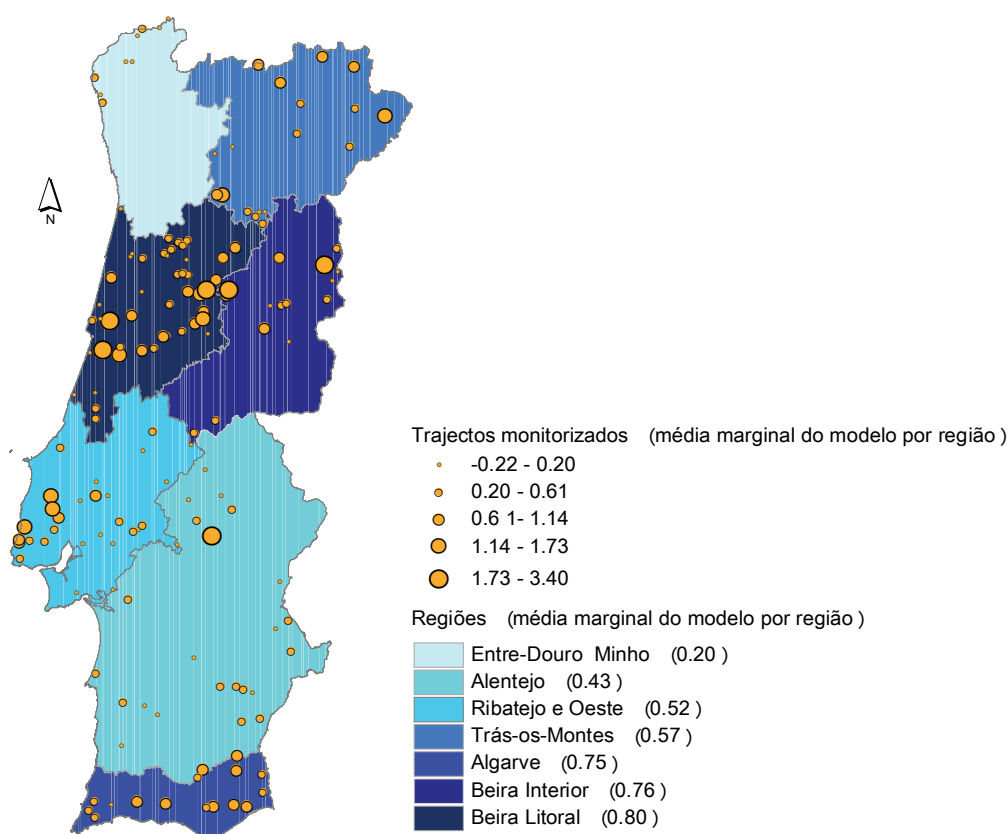
**Tabela II.11** – Resultados dos GLM que examinam a influência do ano, quinzena e percurso (e suas interações) no índice de abundância de rola-brava ( $IKA_{\text{grupos}}$ ), para cada uma das regiões do continente. \* $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$  e \*\*\*  $p < 0,001$ .

Factor de variação	Região														Portugal		
	Entre-Douro e Minho		Trás-os- Montes		Beira Litoral		Beira Interior		Ribatejo		Alentejo		Algarve				
	g.l.	F	g.l.	F	g.l.	F	g.l.	F	g.l.	F	g.l.	F	g.l.	F	g.l.	F	
Ano	5	10,04***	7	1,18	10	3,32***	9	1,66	7	0,67	9	4,01***	9	3,36***	10	3,29***	
Quinzena	9	15,78***	9	6,43***	9	13,13***	8	1,26	9	1,77	9	6,93***	9	13,13***	9	38,35***	
Percurso	8	11,86***	17	1,07	45	2,52***	16	1,43	32	1,43	24	2,63***	15	9,37***	163	5,90***	
Ano x Percurso	34	3,15***	102	1,25	302	1,49***	112	0,86	149	0,85	130	1,15***	114	2,68***	990	1,94***	
Ano x Quinzena	26	4,53***	50	1,48	71	2,10***	62	0,91	48	1,74**	61	2,98***	65	0,82	82	2,08***	
Resíduos	98		368		1216		340		622		496		429		3923		
R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> <sub>ajustado</sub>	0,82	0,67	0,52	0,27	0,44	0,24	0,41	0,05	0,31	0,04	0,53	0,31	0,64	0,47	0,49	0,33

### 2.3.2. Avaliação da cronologia de reprodução

Para avaliar a cronologia reprodutora de *S. turtur* relativamente ao período de 1994 a 2004 recorreu-se ao  $IKA$  dos contactos auditivos ( $IKA_{\text{canto}}$ ). De acordo com Calladine *et al.* (1999), também se assumiu que só os machos emitem arrulhos de acasalamento durante a época de reprodução. Tal como nos restantes índices, de uma maneira geral o número destas aves variou significativamente ao longo da época e ao longo dos anos, entre 0 e 10 aves em actividade vocal por quilómetro, com um valor médio inferior à unidade ( $0,68 \pm 0,014$ ;  $n=5178$ ). Os maiores valores ocorreram nos mesmos trajectos onde foram identificados os maiores  $IKA_{\text{contactos}}$  (na região da Beira Litoral, junto a Condeixa e Soure), mas a meio da época de reprodução (Junho). Estes resultados confirmam a importância da região da Beira Litoral para a espécie, já que foi aquela onde se verificaram as maiores médias, quer de  $IKA_{\text{contactos}}$ , quer de  $IKA_{\text{canto}}$ . Para o caso da população reprodutora o Algarve e a Beira Interior também assumem posição de destaque (Figura II.16).

A heterogeneidade verificada nos valores dos percursos foi determinante para o padrão verificado ao longo dos anos e o padrão quinzenal foi relativamente robusto durante os anos de estudo apenas em algumas regiões (Tabela II.12). A região de Entre-Douro e Minho constituiu uma excepção uma vez que apesar do modelo global ter sido significativo ( $p < 0,001$ ) nenhuma das variáveis foi determinante para isso. A nível nacional não se verificou uma constância do padrão quinzenal ao longo dos anos (interacção ano x quinzena  $p > 0,001$ ), contribuindo para este facto, em particular, as regiões do Sul do país. No entanto, considerando a totalidade dos dados, verificou-se que as quinzenas de Junho são aquelas em que a rola-brava apresenta uma maior actividade vocal de defesa do território (Tabela II.13).

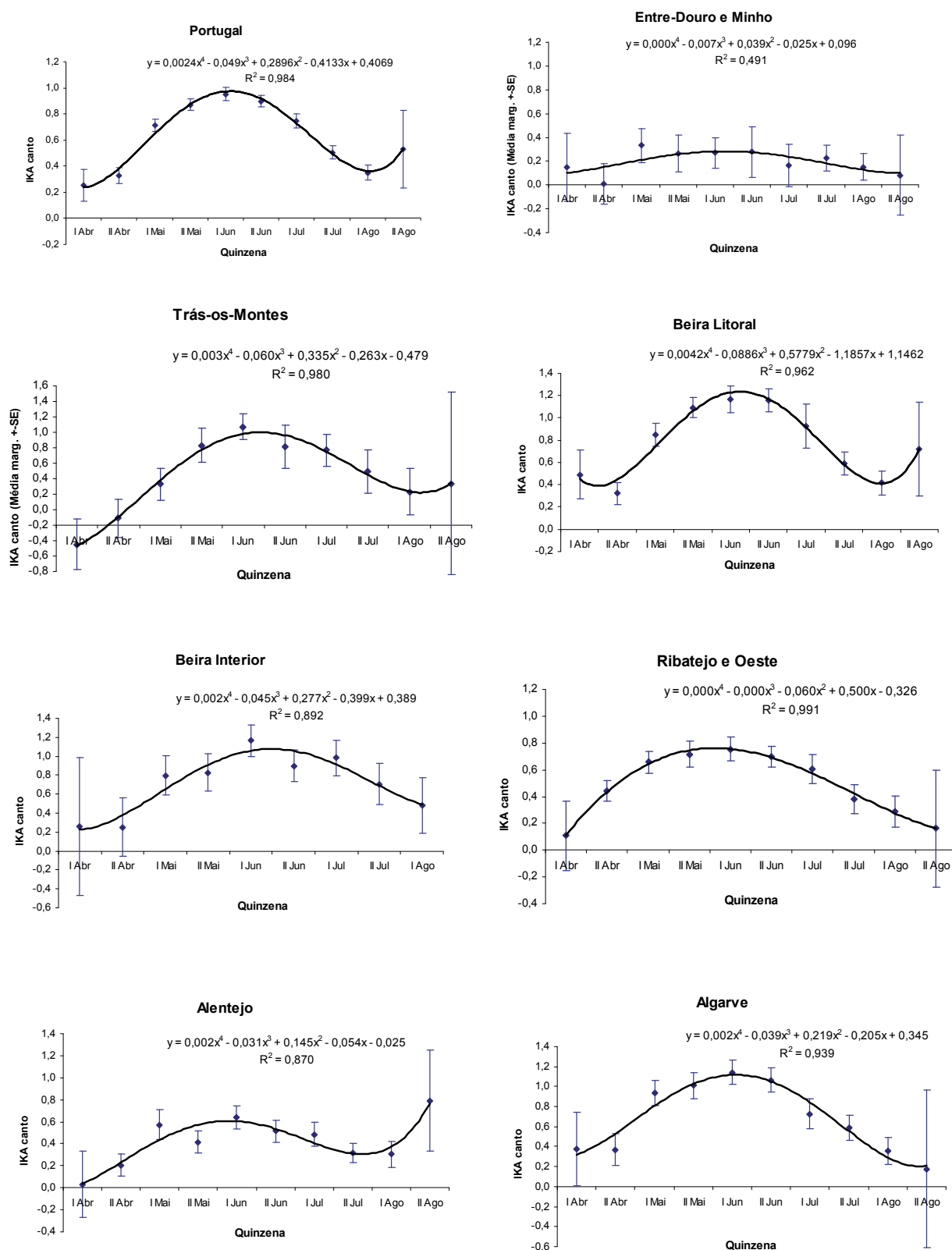


**Figura II.16** - Distribuição dos valores de  $IKA_{canto}$  pelas regiões. Valores médios obtidos após GLM, ponderados pelo efeito dos anos e das quinzenas em cada região.

**Tabela II.12** - Resultados dos GLM que examinam a influência do ano, quinzena e percurso (e suas interações) no índice de abundância de rola-brava ( $IKA_{canto}$ ), para cada uma das regiões do continente. \* $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$  e \*\*\*  $p < 0,001$ .

Factor de variação	Região												Portugal	
	Entre-Douro e Minho		Trás-os-Montes		Beira Litoral		Beira Interior		Ribatejo		Alentejo		Algarve	
	g.l.	F	g.l.	F	g.l.	F	g.l.	F	g.l.	F	g.l.	F	g.l.	F
Ano	5	1,26	7	2,22*	10	17,44***	9	3,30***	7	7,45***	9	6,51***	9	2,70***
Quinzena	9	1,47	9	11,98***	9	31,41***	8	4,89***	9	9,93***	9	6,57***	9	17,47***
Percurso	8	1,80	17	11,94***	45	34,69***	16	21,67***	32	27,78***	24	17,65***	15	9,00***
Ano x Percurso	34	1,52	102	1,99***	302	6,42***	112	1,92***	149	3,02***	130	3,11***	114	5,12***
Ano x Quinzena	26	0,81	50	0,81	71	1,51**	62	1,05	48	0,93	61	1,86***	65	1,58**
Resíduos	98		368		1216		340		622		496		429	
R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> ajustado		0,57	0,22	0,68	0,52	0,80	0,73	0,70	0,52	0,74	0,64	0,74	0,62
			0,72	0,59	0,74	0,65								

A análise da figura II.17 mostra que no início de Abril já se escutaram aves em atitude de defesa de território. Com o decorrer do tempo foi alcançado um pico de contactos auditivos que variou consoante a região. Ainda no final da temporada (mês de Agosto) existiam aves a arrulhar.



**Figura II.17** - Variação ao longo das quinzenas do IKA<sub>canto</sub> (média estimada ± 95% IC) para Portugal e para cada região. Parâmetros ponderados pelas variáveis ano, percursos e suas interações, através de GLM.

Os resultados obtidos a nível nacional indicaram que o período de maior actividade de arrulhos ocorreu entre a terceira semana de Maio e a terceira semana de Junho, com uma abundância de cerca de um casal por quilómetro. Em algumas regiões este fenómeno iniciou-se mais cedo. Na região de Entre-Douro e Minho foi na última semana de Abril. No Ribatejo e Oeste e no Alentejo começou na primeira e segunda semana de Maio, para cada região, respectivamente (Tabela II.13).

**Tabela II.13** - Período em que o  $IKA_{\text{canto}}$  foi máximo para as diversas regiões e para Portugal. Valores de  $IKA$  obtidos por retro-transformação. As quinzenas foram numeradas sequencialmente (cardinais decimais) desde o início do ano: I Janeiro=1... I Abril=7 e II Agosto=16.

Região	"Pico de reprodução" Quinzena	$IKA_{\text{canto}}$
Entre-Douro e Minho	8,5 - 11,3	0,4
Trás-os-Montes	10,8 - 11,9	1,1
Beira Litoral	10,6 - 12,0	1,2
Beira Interior	10,8 - 12,0	1
Ribatejo e Oeste	9,1 - 12,2 (10,6)	0,7
Alentejo	9,7 - 12,2 (15,9 - 16,1)	0,5
Algarve	10,2 - 11,9	1,1
<b>Portugal</b>	<b>10,1 - 12,2</b>	<b>0,9</b>

Em todas as regiões foram documentadas rolas-bravas em actividade vocal durante o mês de Agosto, em particular nas regiões de Entre-Douro e Minho, Trás-os-Montes, Beira Litoral e Alentejo, reflectindo-se este aspecto no panorama nacional. A tabela II.14 ilustra a percentagem de aves a cantar no mês de Agosto em relação aos períodos em que se verificou o pico reprodutivo. Os valores foram obtidos para cada região pelas equações das curvas ajustadas aos pontos dos gráficos da figura II.17, com excepção da Beira Interior, uma vez que não existiam dados relativos à segunda quinzena de Agosto. São de destacar as elevadas percentagens nas regiões de Trás-os-Montes e Alentejo e o aparente recrudescimento da abundância de aves em actividade vocal na segunda quinzena de Agosto. Na região do Alentejo, a meio de Agosto, o valor do  $IKA_{\text{canto}}$  foi praticamente da mesma ordem de grandeza que em Maio-Junho, mas o período deste auge foi muito curto.



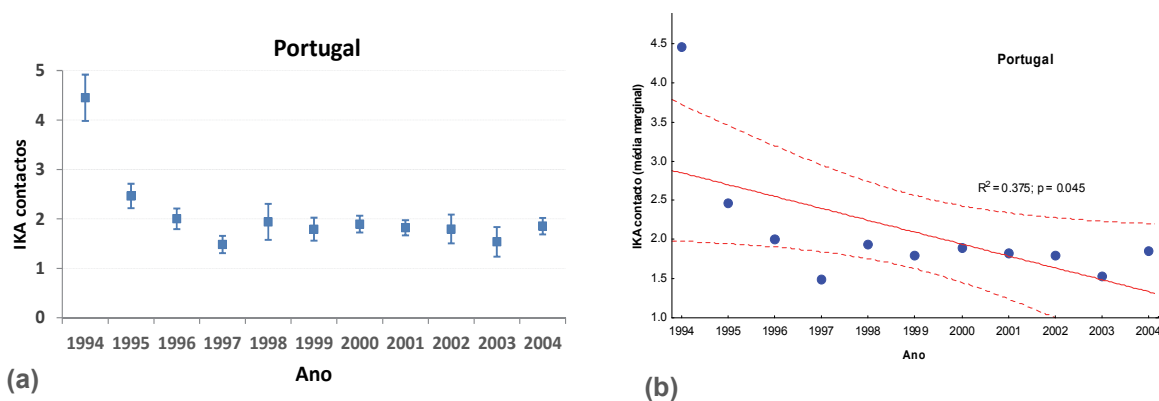
**Tabela II.14** - Percentagem dos contactos auditivos em Agosto em relação ao pico reprodutivo, para cada região e para Portugal continental. \* valores só para a primeira quinzena de Agosto.

Região	IKA <sub>canto</sub> no pico reprodutivo	IKA <sub>canto</sub> médio em Agosto	% de IKA <sub>canto</sub> em Agosto em relação ao pico reprodutivo
Entre-Douro e Minho	0,4	0,10	25
Trás-os-Montes	1,1	0,45	41
Beira Litoral	1,2	0,35	29
Beira Interior	1,0	0,50*	50*
Ribatejo e Oeste	0,7	0,12	17
Alentejo	0,5	0,45	90
Algarve	1,1	0,21	19
<b>Portugal</b>	<b>0,9</b>	<b>0,35</b>	<b>39</b>

### 2.3.3. Tendência populacional

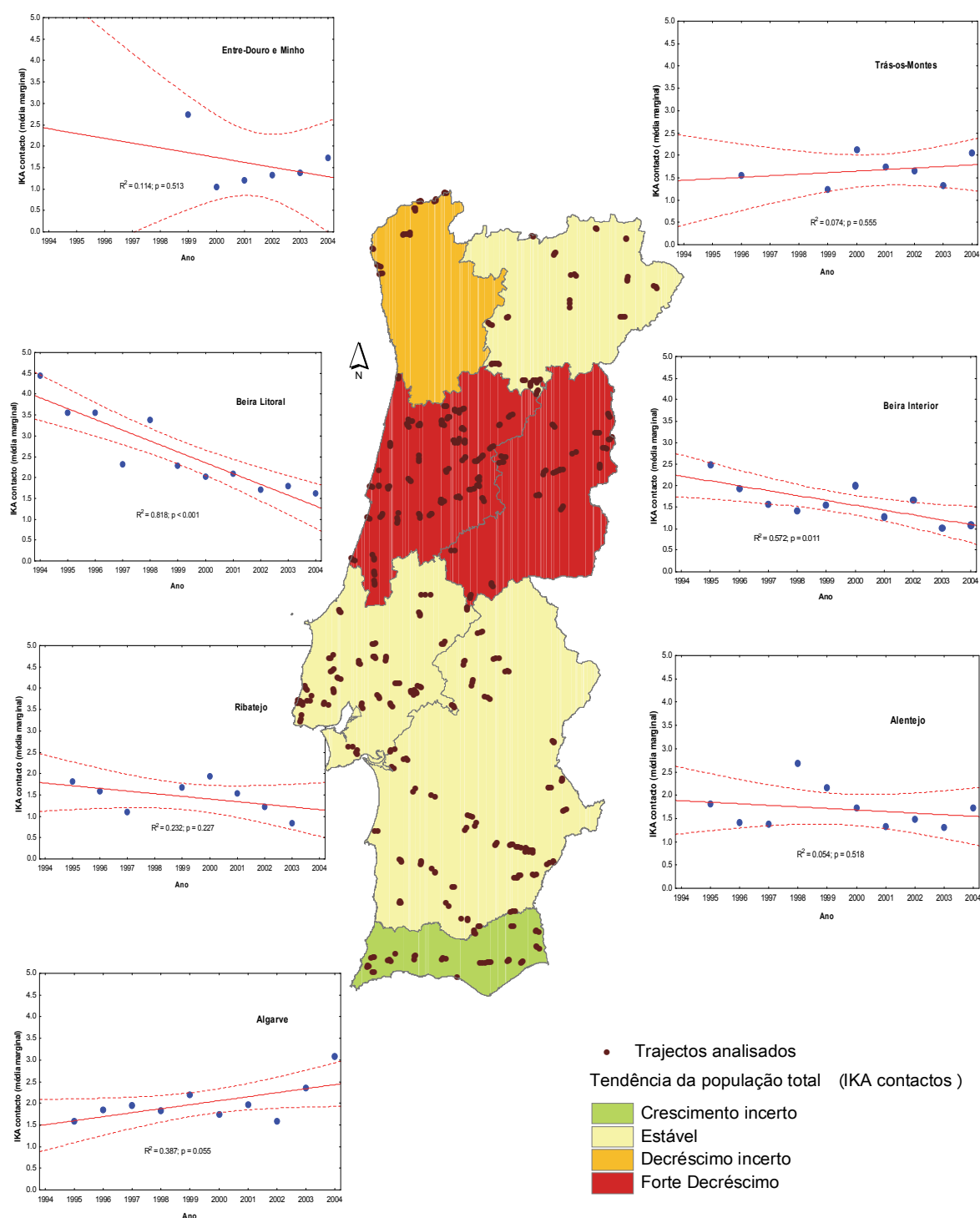
Os resultados do IKA<sub>contactos</sub> e do IKA<sub>canto</sub> para cada ano foram usados para avaliar a tendência entre 1994 e 2004 da população no total e da população reprodutora respectivamente.

Relativamente ao total da população, os resultados indicaram um cenário de decréscimo significativo para Portugal ( $k=-0,08$ ;  $R^2=0,38$ ;  $p=0,05$ ), ilustrado pelo declive da recta da figura II.18. Para 1994, o intervalo de confiança foi maior devido ao menor número de trajectos monitorizados nesse ano e a uma maior heterogeneidade de situações. O declínio moderado ( $> -40\%$  em 10 anos) resultou dos maiores decréscimos nos anos 90, uma vez que desde o final dessa década até 2004 se verificou uma tendência para a estabilização.

**Figura II.18** - Variação de IKA<sub>contactos</sub> para Portugal: (a) dispersão dos valores anuais (média estimada  $\pm$  95% IC) e (b) tendência populacional anual para o período 1994-2004 (modelo linear e  $\pm$  95% IC, linha contínua e tracejada, respectivamente).

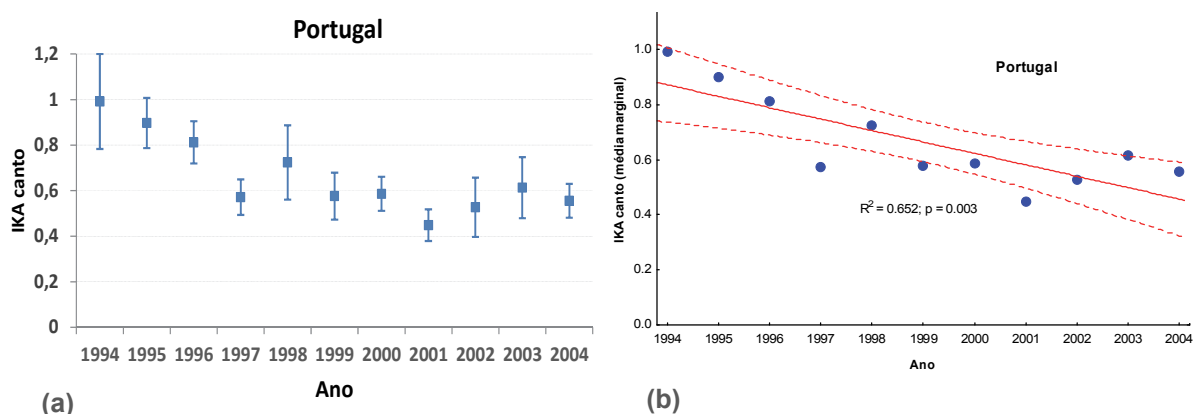
A nível regional registou-se alguma heterogeneidade nas tendências obtidas para o total da população (Figura II.19). Nas regiões do norte do país não foi possível assegurar a representatividade dos anos iniciais do projecto ou mesmo de alguns anos centrais no período de amostragem, o que limitou a modelação da tendência. Na região de Entre-Douro e Minho a tendência para o conjunto dos anos disponíveis foi negativa ( $k = -0,07$ ), apesar de não significativa ( $R^2 = 0,11$ ;  $p = 0,51$ ). De facto, entre 1999 e 2000, os valores médios decresceram para menos de metade, tendo vindo progressivamente a aumentar, mas de forma insuficiente para inverter a tendência da década. Na região de Trás-os-Montes não se verificou uma tendência definida ( $k = 0,02$ ;  $R^2 = 0,08$ ;  $p = 0,56$ ), apesar dos valores obtidos nos anos 90 do século passado serem inferiores aos registados nos anos seguintes.

Foi nas regiões do centro do país que se verificaram tendências populacionais mais marcadas. O decréscimo populacional entre 1994 e 2004 foi mais significativo na região da Beira Litoral ( $k = -0,10$ ;  $R^2 = 0,82$ ;  $p < 0,001$ ) onde a redução do número de contactos por km de percurso rondou em média 56% no período de estudo. Na Beira Interior verificou-se a mesma situação de declínio mas com menor intensidade ( $k = -0,08$ ;  $R^2 = 0,57$ ;  $p = 0,01$ ). Já na região do Ribatejo e Oeste, apesar de se ter notado um decréscimo ( $k = -0,04$ ), em particular nos últimos anos monitorizados, a tendência não foi significativa ( $R^2 = 0,23$ ;  $p = 0,23$ ). No Alentejo, tal como no norte do país não se verificaram tendências populacionais significativas, apesar de se observar um ligeiro decréscimo relativamente ao final dos anos 90 ( $k = 0,02$ ;  $R^2 = 0,05$ ;  $p = 0,52$ ). O Algarve foi a única região onde se constatou uma tendência para o crescimento da população total de rola-brava ( $k = 0,05$ ). No entanto um acréscimo médio anual da ordem de 2% não se revelou significativo para o conjunto da amostra ( $R^2 = 0,39$ ;  $p = 0,06$ ).



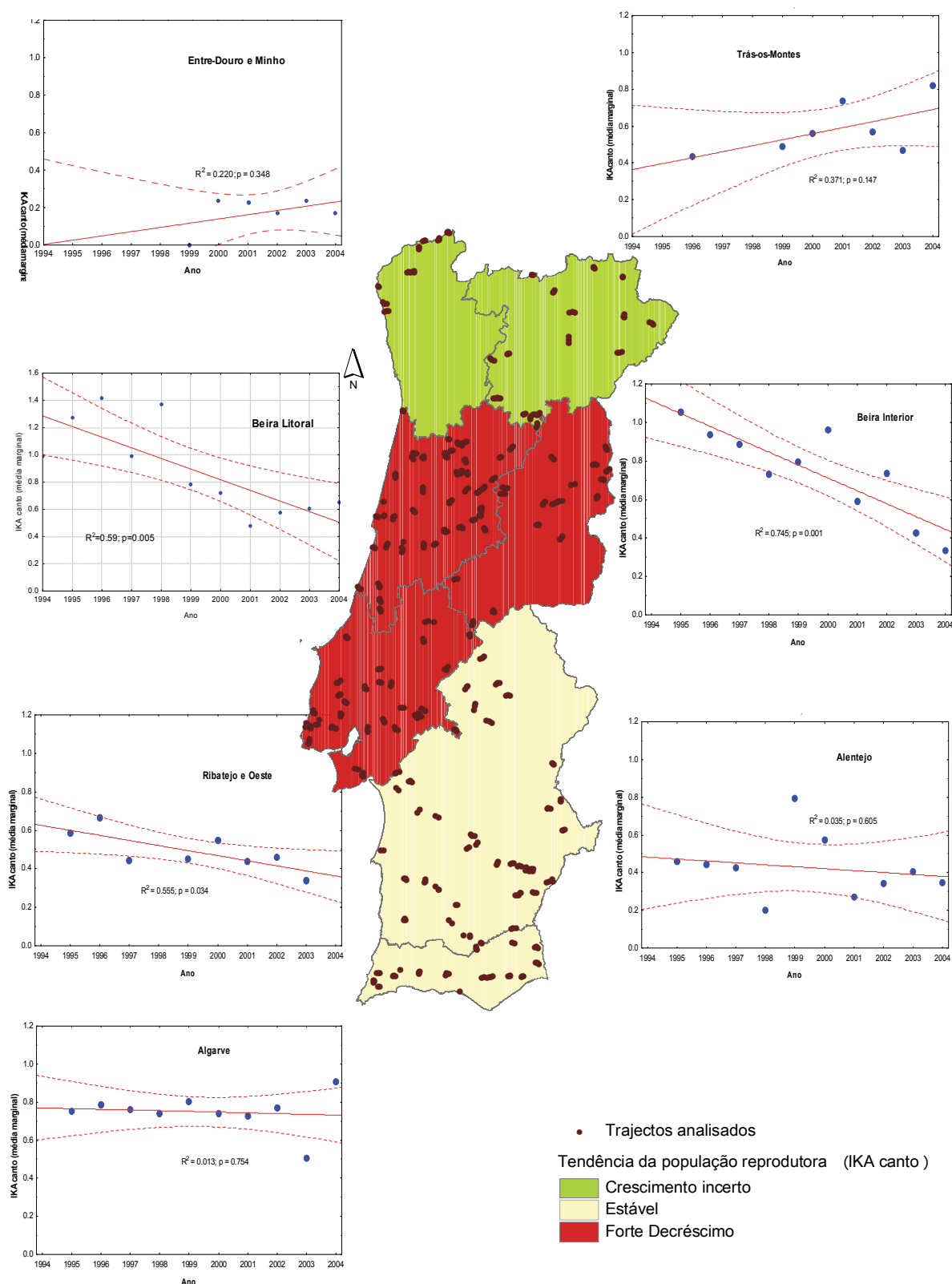
**Figura II.19** - Variação anual da média estimada do IKA<sub>contactos</sub> (após retro-transformação), obtida através de GLM, integrando por isso o efeito da quinzena de amostragem e dos trajectos, em cada região. Tendência linear  $\pm$  95% IC (linha contínua e tracejada, respectivamente). Mapa de tendência populacional de *S. turtur* entre 1994 e 2004 a nível regional (vd. pág. 68 - critérios usados na atribuição das tendências).

O IKA dos contactos auditivos foi utilizado para estudar a evolução da população reprodutora nos onze anos deste estudo (Figura II.20). De acordo com estes dados, em Portugal observou-se um decréscimo significativo ( $k = -0,07$ ;  $R^2 = 0,65$ ;  $p < 0,01$ ) de aves em actividade vocal, sugerindo que a população reprodutora diminuiu gradualmente nesse período (cerca de 40%), apesar da análise do gráfico evidenciar alguma tendência para a estabilização entre 2000 e 2004).



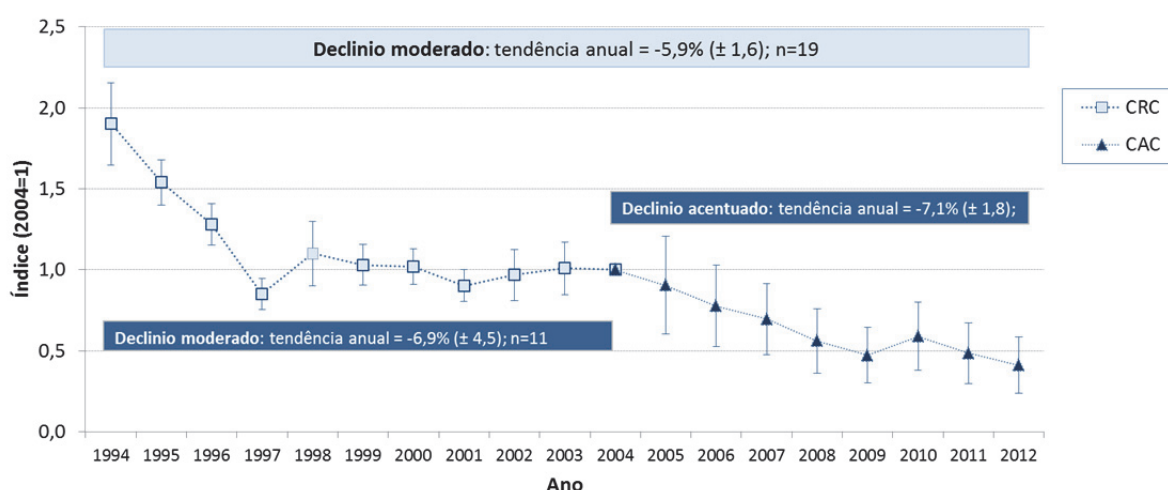
**Figura II.20** - Variação do IKA<sub>canto</sub> ao longo dos anos para Portugal: (a) dispersão dos valores anuais (média estimada  $\pm$  95% IC) e (b) tendência anual da população reprodutora para o período 1994-2004 (modelo linear e  $\pm$  95% IC, linha contínua e tracejada, respectivamente).

Em termos regionais (Figura II.21) os resultados indicam uma tendência para o crescimento da população reprodutora em Trás-os-Montes ( $k = 0,06$ ;  $R^2 = 0,37$ ;  $p = 0,15$ ) e em Entre-Douro e Minho ( $k = 0,13$ ;  $R^2 = 0,22$ ;  $p = 0,35$ ), apesar de não ter significado estatístico. Para as regiões da Beira Litoral ( $k = -0,10$ ;  $R^2 = 0,60$ ;  $p = 0,005$ ), Beira Interior ( $k = -0,09$ ;  $R^2 = 0,75$ ;  $p = 0,001$ ) e do Ribatejo e Oeste ( $k = -0,05$ ;  $R^2 = 0,57$ ;  $p = 0,03$ ) os resultados apontam para um significativo decréscimo acentuado. As flutuações verificadas nas regiões do Alentejo ( $k = -0,02$ ;  $R^2 = 0,04$ ;  $p = 0,61$ ) e Algarve ( $k = 0,01$ ;  $R^2 = 0,01$ ;  $p = 0,75$ ) não indiciam uma tendência assinalável sugerindo que a variabilidade existente não pode ser explicada pelo factor tempo.



**Figura II.21** – Variação anual da média estimada do IKA<sub>canto</sub> (após retro-transformação), obtida através de GLM, integrando por isso o efeito da quinzena de amostragem e dos trajectos, em cada região. Tendência linear  $\pm$  95% IC (linha contínua e tracejada, respectivamente). Mapa de tendência da população reprodutora de *S. turtur* a nível regional (vd. pág. 68 - critérios usados na atribuição das tendências).

Na modelação efectuada através do TRIM para o período 1994-2004 a imputação de valores foi considerada razoável ( $\sim 18\%$ ) já que esteve abaixo do limite de 20% do conjunto total dos dados (Pannekoek & van Strien, 2005). O valor de sobre-dispersão dos dados foi moderado ( $\sigma=1,3$ ), tal como a auto-correlação positiva (Durbin-Watson test=0,821;  $p>0,05$  e  $r_{1^{\text{a}}\text{ordem}} = 0,441$ ). Estes dois fenómenos traduziram-se por isso numa maior amplitude do erro-padrão e num menor ajustamento do modelo ( $R^2_{\text{aj}}=0,45$ ;  $p=0,014$ ), sem no entanto afectar os índices anuais e a tendência para todo o período (van Strien *et al.*, 2010). Os resultados do modelo [índice populacional,  $I_p=0,931$  (95% IC=-0,975; -0,885)] confirmaram o decréscimo moderado da população reprodutora (cerca de 7% ao ano) semelhante ao revelado pela abordagem anterior (Figura II.21). Para o período 2004-2012 a tendência linear dos índices anuais obtidos pelo CAC foi altamente significativa ( $R^2_{\text{aj}}=0,88$ ;  $p<0,001$ ), com valores de auto-correlação não significativos (Durbin-Watson test=1,269, inconclusivo  $p<0,05$ ). Para a totalidade desse período o índice populacional [ $I_p=0,929$  (95% IC= -0,947; -0,911)] evidenciou um declínio acentuado resultando numa redução de 51% relativamente a 2004. A modelação linear efectuada para a totalidade do período (1994-2012) foi altamente significativa ( $R^2_{\text{aj}}=0,80$ ;  $p=0,0019$ ), revelando alguma auto-correlação positiva (Durbin-Watson test=0,851,  $p>0,05$  e  $r_{1^{\text{a}}\text{ordem}} = 0,63$ ). O decréscimo da população foi considerado moderado com uma redução de efectivos reprodutores próxima dos 80% ao longo dos 19 anos em análise (Figura II.22), correspondendo a uma taxa média de variação anual de 5,4%. A redução acentuada e a um ritmo constante foi mais evidente até 1997, ao que se seguiu um período de relativa estabilidade até 2005, após o qual se voltou a constatar uma redução progressiva na população nidificante.



**Figura II.22** – Variação anual do índice populacional (e respectivos  $\pm 95\%$  IC), estimado através de modelação com TRIM, para dois períodos consecutivos: 1994-2004 (dados do CRC) e 2004-2012 (dados do CAC, não publicados) e tendências gerais populacionais para cada um dos períodos (índice multiplicativo - correspondente ao declive da recta de regressão obtida com o logaritmo natural dos índices anuais - e respectivos  $\pm 95\%$  IC).

## 2.4. Discussão e conclusões

### 2.4.1. Evolução ao longo da época da população total e reprodutora

As monitorizações efectuadas entre 1994 e 2004, durante a Primavera e o Verão, permitiram confirmar as maiores abundâncias da rola-brava nas regiões a norte do Tejo, corroborando os resultados do capítulo anterior. Foi possível identificar também padrões na variação da abundância de *S. turtur* ao longo da época de nidificação. A presença desta espécie foi documentada desde a primeira quinzena de Abril (datas mais precoces: 4/04/95, Tondela, 5/04/96, Porto de Mós e 3/04/2000, Bragança) em todas as regiões do país, à semelhança do verificado no âmbito de outros projectos de abrangência nacional como o projecto “Chegadas”). Nesse âmbito, Feith (2013) assinala a ocorrência precoce da espécie em início de Março, estimando como 17 de Abril a data média de chegada nos últimos anos. O tempo médio de ocupação do território nacional foi inicialmente (dados de 2004 a 2008) estimado em cerca de 45 dias (Feith, 2011). No entanto, desde 2008 os registos de chegada da espécie mostram maior regularidade, com diferenças regionais reduzidas, o que aponta para uma ocupação rápida de Portugal continental (Feith, 2013). Apesar do programa de monitorização (CRC) explorado neste capítulo não ter o propósito de identificar as datas de chegada da rola-brava, os primeiros dados para cada região distam menos de duas semanas, sugerindo que o tempo médio de ocupação do território é semelhante ao documentado actualmente com dados do programa nacional Chegadas (Feith, 2013). Nos últimos dez anos, o mesmo programa possibilitou a identificação de uma tendência linear significativa para que essa chegada se faça cada vez mais tarde (Feith, 2013). Os dados analisados no presente capítulo não permitem avaliar se a actual tendência para uma passagem mais tardia já seria evidente na década anterior, aspecto que pode ser sugerido pelos atrasos de 5 dias na mediana das migrações pré-nupciais verificados nos últimos 25 anos no litoral francês (Point de Grave) (Tomillo, 2013).

O padrão nacional de progressão dos níveis de abundância da rola-brava ao longo da época corresponde ao esperado. O número de contactos com a espécie foi subindo gradualmente até início de Junho, em resultado da permanente chegada de aves e instalação de casais reprodutores nos seus territórios (Devort *et al*, 1988; Urcun, 1993; Calladine *et al.*, 1997; Rocha & Hidalgo, 2002). Monitorizações efectuadas em Espanha reportam que a maioria das passagens pré-nupciais se faz até à segunda década de Maio (Meson & Montoya, 1998; Tomillo, 2013). As abundâncias relativamente mais baixas da segunda quinzena de Abril comparativamente com a primeira poderão ser explicadas por um intervalo entre picos de migração, tal como documentado em algumas

estações de monitorização das passagens de migradores em França e no Sul de Espanha (Tomillo, 2013). O patamar entre Junho e fim de Julho, que está de um modo geral evidenciado em todos os gráficos e cuja duração reflecte as características intrínsecas de cada região, aponta para que se trate da altura em que as aves já se dispersaram pelo território nacional, tendo estabelecido o território de nidificação nos locais que reuniam as condições favoráveis. O ligeiro aumento observado nas últimas quinzenas monitorizadas (Agosto) traduz o fluxo migratório pós-reprodutor e o incremento resultante da reprodução, não esquecendo a permanência temporária de aves que estão de passagem mas não nidificaram ou nasceram no nosso país. Os dados analisados não permitem no entanto quantificar a contribuição de cada um destes factores (migradores vs. jovens locais) para a abundância no fim da época. Em termos gerais a grande variabilidade detectada nos valores da última quinzena, sugere que o decréscimo (ou acréscimo) verificado seja apenas notório em alguns locais, aspecto que vem ao encontro da heterogeneidade dos resultados das caçadas na mesma região (cf. Capítulo 4).

As diferenças regionais verificadas no padrão de abundância ao longo da época podem ser atribuídas a variações na produtividade regional e/ou no uso da área como corredor de migração. Trás-os-Montes e o Algarve parecem ser as regiões onde os efectivos migradores assumem papel de destaque no fim da época, já que as evidências de reprodução se encontram bastante reduzidas nesta altura. Pelo contrário, na Beira Litoral e no Alentejo, o incremento na população parece ser feito mais à custa de reprodução tardia, do que de efectivos migradores, pelo menos até meados de Agosto. Na região de Entre-Douro e Minho o elevado registo de aves avistadas e de grupos de aves inflacionou o  $IKA_{\text{contactos}}$ , sugerindo que esta região assume maior relevância para a população migradora. No entanto, para o fim da época, e tal como no Ribatejo e Oeste, a população parece decrescer em abundância, devido à redução de evidências de reprodução e ao baixo número de agrupamentos de aves registados. Apesar de não terem sido recolhidos dados depois de Agosto, a rola-brava na região de Entre-Douro e Minho parece iniciar mais cedo o seu regresso aos quartéis de invernada, acontecendo o mesmo no Alentejo, mas em menor escala. Estes resultados podem ser parcialmente corroborados por estudos em Espanha e França que abrangem as latitudes de Portugal continental e que sugerem um gradiente temporal nas migrações pós-nupciais: a maioria dos efectivos migradores a ocorrer na terceira semana de Agosto no Norte do país (Trás-os-Montes) e na primeira de Setembro no Algarve (Tomillo, 2013). Segundo as observações de Pereira (1979) a migração pelo corredor da Lezíria, na década de 70, ocorria nos princípios de Setembro, com mais intensidade a partir dos dias 10-12 até 20-25. Outros autores assinalam a importância do Ribatejo e das regiões do litoral português para as migrações pós-reprodutoras em Setembro (e.g. Galvão *et al.*, 1943; Casement,



1966; Murton, 1969; Ash, 1970, Cordeiro, 1977; Santos-Júnior, 1983; Usuraga, 2001; Garrido, 2006). A manter-se a mesma situação, será neste período não amostrado que se registará um maior número de contactos nestas regiões.

Em Portugal, o período de maior actividade de defesa de território durante a década em análise (indiciada através da monitorização dos machos em canto), situou-se entre a terceira semana de Maio e a terceira semana de Junho, com uma abundância de cerca de um casal por quilómetro. Estudos efectuados ao longo das últimas décadas na Península Ibérica (Fontoura & Dias, 1996; Rocha & Hidalgo, 2002; Fontoura, 2004; Buruaga *et al.*, 2012) e noutras regiões da Europa (e.g., Nankinov, 1994; Calladine *et al.*, 1999; Browne & Aebischer, 2004) também atribuem ao período entre o final de Maio e meados de Junho os máximos de actividade reprodutora para esta espécie. Já Peiró (1990) na região de Madrid, assinalou a maior abundância de posturas mais tarde na época de nidificação (Junho e Julho). No Norte de África, pelo contrário, Maio parece ser o mês com maior actividade reprodutora (Hanane & Maghnouj, 2005; Elbanak *et al.*, 2007; Hanane *et al.*, 2011; Kafi *et al.*, 2015). Os valores de abundância também se enquadram no reportado por outros autores. Por exemplo, Peiró (2001) num estudo efectuado em matos altos do litoral de Alicante reportou abundâncias de 2,45 aves/km. Já em povoamentos florestais do litoral português foram encontradas abundâncias que variaram entre 2 aves/km em parcelas de novedio de pinheiro bravo (Onofre, 1983), 1,08 aves/km em povoamentos jovens de eucaliptal e 0,14 aves/km em eucaliptais maduros (Pina, 1983).

As variações encontradas não são suficientes para apoiar uma regionalização Norte-Sul da cronologia reprodutora, nomeadamente quanto ao máximo da reprodução. No entanto, algumas diferenças podem ser destacadas. De acordo com a evolução dos cantos (arrulhos), que evidenciaram defesa de território, a época de reprodução na região de Trás-os-Montes iniciou-se mais tarde (só se obtiveram registos de presença da espécie em fins de Abril). Nas restantes regiões os primeiros registos auditivos foram mais cedo na época (meados de Abril), à semelhança do reportado para a região da Estremadura espanhola (Rocha & Hidalgo, 2002). Na região da Beira Interior os registos atingiram um maior número em Junho, decaindo de Julho em diante. No caso do Alentejo, o padrão foi mais irregular, sem uma diferença pronunciada entre períodos ao longo da época de reprodução.

Factores climáticos como a temperatura mínima média e a pluviosidade local, que poderiam condicionar o início e a evolução estacional da actividade reprodutora (Reid *et al.*, 2000; Visser *et al.* 2009; Oppel *et al.*, 2013), não foram testados no âmbito deste trabalho. No entanto, Peiró (1985) ao estudar a biologia reprodutiva da rola-brava na região de Madrid verificou que a temperatura não influenciou os padrões de actividade

reprodutora e que a precipitação também não influenciou o início daquela. Não é de descurar no entanto a possibilidade de, ao longo dos anos de estudo, qualquer destes factores ter influenciado indirectamente a actividade reprodutora dos casais, através de efeitos na termorregulação das crias e na disponibilidade de sementes em algumas regiões (Peiró, 1990).

A monitorização efectuada entre 1994 e 2004 confirmou a ocorrência de actividade canora coincidente com a defesa de territórios de reprodução em Agosto (Santos-Júnior, 1978-79). Era de esperar que naquele mês a abundância de contactos auditivos de rola-brava fosse diminuindo gradualmente, devido à substituição da actividade de reprodução pela de acumulação de reservas em preparação para a migração outonal (Cramp, 1985). No entanto, os indícios de reprodução tardia daquela espécie foram evidentes na maioria das regiões, em particular no Alentejo e Trás-os-Montes. Os elevados valores de contactos auditivos encontrados para aquelas regiões durante Agosto poderão ser atribuídos a indivíduos oriundos de outras paragens em movimentações pós-reprodutoras e que utilizam o canto apenas como sinal de presença (sem marcação de território de reprodução), ou então a tentativas tardias de reprodução, potenciadas pelas condições favoráveis de temperatura e de disponibilidade de alimento (Santos-Júnior, 1981). De facto, alguns ninhos com juvenis foram reportados no âmbito do CRC durante a primeira semana de Agosto, em particular nas regiões do Alentejo e Trás-os-Montes. Também outros autores registaram uma proporção significativa de contactos auditivos desta espécie em Agosto (e.g., Calladine *et al.*, 1999; Rocha & Hidalgo, 2002; Saraiva, 2004) apesar de serem em menor número que nos restantes meses e inferiores aos obtidos no presente trabalho.

A confirmação de actividade reprodutora da rola-brava em Agosto tem vindo a ser reportada em diferentes países (e.g., Murton, 1968; Nankinov, 1994; Calladine *et al.* 1999; Rocha & Hidalgo, 2002; Hanane & Maghnouj, 2005; Hanane *et al.*, 2011) assim com uma tendência para uma redução, ao longo das últimas décadas, do número de tentativas de reprodução tardia (Browne & Aebischer, 2004; Browne *et al.*, 2005). No entanto, os resultados destes trabalhos não são concordantes relativamente à importância relativa da reprodução tardia, em particular na Península Ibérica (Fernandez & Camacho, 1989; Peiró, 1990; Tomillo, 2013). A proporção de casais reprodutores em actividade em Agosto e a sua produtividade relativamente ao total da época são aspectos fundamentais para quantificar a relevância da reprodução tardia, num contexto de gestão cinegética (Books-Blenden *et al.* 1984, Montoya, 2009). Este foi o primeiro trabalho em Portugal que, ao acompanhar as mesmas áreas ao longo do tempo, permitiu dar expressão à reprodução tardia por região, ainda que recorrendo apenas à intensidade de actividades de defesa de território como indicador. A informação assim obtida

necessitaria de ser confirmada com avaliações quantitativas da abundância de ninhadas e de juvenis ao longo da época de nidificação. Este aspecto implica contudo trabalho intenso dirigido ao acompanhamento da reprodução em áreas específicas. Atendendo à sua importância para gestão da espécie, este tema será retomado posteriormente em estudos mais detalhados e localizados da actividade reprodutora (cf. 3.3) e na caracterização das peças abatidas durante a sua exploração cinegética (cf. 6.3.1.1, 6.3.4 e 6.3.5).

## 2.4.2. Tendência populacional

### 2.4.2.1. O declínio da população nacional de *Streptopelia turtur* nas últimas décadas

A análise efectuada aos dados recolhidos pelo programa CRC permitiu identificar tendências da população de *S. turtur* em Portugal, para o período 1994-2004. Os resultados evidenciaram um cenário de declínio significativo a nível nacional, quer para os efectivos reprodutores quer para a totalidade da população, em particular na década de 1990, já que nos primeiros anos deste século se notou uma certa estabilização.

A nível regional verificou-se alguma heterogeneidade nas tendências populacionais da rola-brava obtidas para o período 1994-2004. A região do Alentejo foi a única para a qual as análises efectuadas não evidenciaram qualquer tendência significativa, quer para a população reprodutora, quer para a total. Já na região do Algarve não se verificaram alterações significativas na população reprodutora mas sim um incremento dos efectivos populacionais totais, que pode ser explicado por um aumento dos contingentes em migração (nacionais ou de latitudes mais setentrionais). No norte do país as populações revelaram alguns sinais de estabilidade ou mesmo de algum crescimento. O decréscimo, de magnitude incerta, reportado para a totalidade da população de Entre-Douro e Minho seria transformado em crescimento se não se considerasse o valor muito elevado de contactos em 1999, comparativamente com os restantes anos. Estes valores poderão ser explicados por passagens precoces de migradores pelo vale do Minho, já que não se podem atribuir à produtividade reprodutora porque os valores estimados para esta fracção da população foram muito baixos. Também Santos-Júnior (1989) reportou uma diminuição visível nos efectivos migradores que usaram esta região, desde meados da década de setenta do séc. XX.

Os resultados do presente estudo apontam uma situação preocupante para as populações de rola-brava no centro do país entre 1994 e 2004. De facto, para a Beira Interior e Beira Litoral, estimou-se um acentuado declínio quer em termos de efectivos reprodutores, quer para a totalidade da população. Na região do Ribatejo o declínio

parece ter tido maior expressão na população nidificante, se bem que o total da população tenha diminuído significativamente a partir de 2000. A tendência populacional negativa constatada para estas regiões assume particular preocupação uma vez que toda esta área foi considerada nuclear para a população estival, albergando os maiores núcleos reprodutores (vd. capítulo anterior).

A conjugação destes resultados com os obtidos pelo CAC confirma o declínio de longo prazo da população de rola-brava em Portugal, à semelhança do que se tem vindo a verificar noutros países da Europa através de diferentes fontes (e.g., Rouxel, 2000; Svazas, 2001; Kerus & Racinskis, 2008; Vorisek *et al.*, 2010; PECBMS, 2015). As flutuações inter-anuais observadas em Portugal parecem ter também alguma correspondência com o verificado por programas de monitorização europeus. Tal como em Portugal, em 1994 foram registadas elevadas densidades de passagens primaveris de migradores em Espanha e em França, que nunca mais chegaram a ser atingidas posteriormente (Tomillo, 2013). Após os decréscimos populacionais nacionais constatados até finais dos anos 1990, seguiu-se um período de flutuações não significativas até 2005-07, que passou a uma tendência de declínio mais acentuado a partir desse período. O mesmo tipo de evolução populacional foi documentado para Espanha (Martinez, 2004; SEO/BirdLife, 2013), França (Jarry, 1997; Jiguet, 2009; Comolet-Tirman *et al.*, 2015) e Inglaterra (Gregory *et al.*, 2004, 2009; Baker *et al.*, 2006; Baillie *et al.*, 2007; Eaton *et al.*, 2009).

Sendo a situação populacional da rola-brava em Portugal semelhante à reportada para outros países europeus é provável que os factores adversos usados para explicar esta situação (Jarry, 1997; Rocha & Hidalgo, 2002; Newton, 2004a; Cresswell *et al.*, 2007; Eraud *et al.*, 2009; Vickery *et al.*, 2014) estejam também a actuar em Portugal (Fontoura, 2004). No entanto os estudos que abordam esta problemática efectuaram-se em regiões europeias de cariz atlântico, de qual Inglaterra é um exemplo (Chamberlain & Fuller, 2001; Browne & Aebischer, 2004; Donald *et al.*, 2006; Eglinton & Pearce-Higgins, 2012) não existindo o mesmo tipo de estudos para o sul da Europa.

Factores intrínsecos, como a compressão do período reprodutor e a concomitante diminuição do número de tentativas de reprodução por época, reportados para Inglaterra (Browne & Aebischer, 2004) podem também fazer-se sentir em Portugal. Já Fontoura (2004; 2005) num estudo efectuado entre 1994 e 2001 em Amarante, apontou para uma redução da permanência da rola-brava na área de estudo. A informação disponível para o Reino Unido sobre a alteração do período reprodutor não foi relacionada com uma possível chegada mais cedo aos locais de criação, como Spark (1999) sugeriu, mas com o facto de iniciarem a migração pós-reprodutora mais cedo (Browne & Aebischer, 2005; Browne *et al.*, 2005). Para a Península Ibérica a informação disponível indicia uma

chegada tendencialmente tardia aos locais de reprodução (Feith, 2011, 2013) e um adiantamento na migração pós-nupcial (Montoya & Meson, 1994; Montoya, 2009), fenómenos corroborados pelas monitorizações de migradores transaarianos no Estreito de Gibraltar (Miller *et al.*, 2016). A redução potencial do período de permanência da espécie em Portugal ao longo dos últimos anos pode ter conduzido a uma diminuição no sucesso reprodutor por época, com implicações na dinâmica populacional da espécie. Estes aspectos serão retomados no capítulo seguinte.

As reduções na abundância da espécie parecem coincidir com a diminuição de efectivos migradores em passagem reportadas em Gibraltar, Espanha e França, o que atesta a importância dos factores a operar nas populações fora das áreas de nidificação (Ockendon *et al.*, 2012; Cresswell, 2014). Destacam-se neste caso, a destruição e degradação dos habitats arbóreos na savana de acácia (Morel, 1987; Borrow & Demey, 2004; Eraud *et al.*, 2009) usados pela rola-brava e que levou ao abandono dos grandes dormitórios tradicionais (Hill, 1992; Lutz & Jensen, 2007). Para além da diminuição dos habitats usados como áreas de repouso, a rola-brava parece ser sensível às alterações agrícolas que se fazem sentir na sua área de invernada. A intensificação agrícola na África sub-saariana conduziu a uma redução das sementes adventícias devido ao incremento do uso de herbicidas e a uma maior dependência dos cereais (Sanderson, *et al.*, 2006; Eraud *et al.*, 2009). Em anos de rarefacção de alimento nas zonas de invernada, as rolas-bravas podem chegar debilitadas aos locais de reprodução ou mesmo retardar a sua migração, induzindo uma desvantagem competitiva face à rola-turca *Streptopelia decaocto*, que pode resultar numa diminuição da produtividade anual (Sanderson *et al.*, 2006). Por outro lado, a melhoria das condições de nidificação e alimento no Norte de África, que decorreram da instalação de múltiplos perímetros de rega nas últimas décadas, podem estar a funcionar como locais alternativos e atractivos para reprodução (El Mastour, 1988; Hanane, 2005, 2015; Kafi *et al.*, 2015) e contribuir para a retenção de adultos em África que assim já não contribuem para os efectivos reprodutores na Europa.

#### 2.4.2.2. Factores que contribuíram para a regionalização das tendências

A regionalização das tendências verificada entre 1994 e 2005 em Portugal pode ser o resultado de sinergias entre os factores de macro-escala anteriormente mencionados e processos a operar à escala regional, dos quais se destacam a degradação dos habitats de nidificação e de alimentação e a caça.

As alterações da disponibilidade de recursos são consideradas como as principais causas de declínio de *S. turtur* e decorrem da destruição e da degradação, quer dos

habitats de alimentação, quer dos de repouso e nidificação (Browne & Aebischer, 2005; Lutz & Jensen, 2007). Os resultados do capítulo anterior permitiram identificar as florestas e em particular os pinhais com sub-coberto pouco denso como um dos habitats fundamentais para a rola-brava em Portugal. Este tipo de formação florestal tem vindo a diminuir um pouco por todo o país, mas com mais relevância na Beira Interior e Beira Litoral, que foram precisamente as regiões onde o declínio da rola-brava foi mais evidente durante o período de estudo.

Um dos principais factores que contribui para a redução dos habitats florestais mais usados pela rola-brava reside no aumento da frequência e extensão dos incêndios florestais em Portugal (Moreira *et al.*, 2011; ICNF, 2013; Pereira *et al.*, 2013). Os fogos, ao devastarem grandes extensões contínuas, têm vindo a contribuir para a homogeneização da paisagem, em que os matos dominarão por alguns anos, diminuindo a apetência daquela para a nidificação da rola-brava e tornando a procura de alimento difícil, por parte de aves granívoras (López & Guitian, 1988; Almeida, 1991). Apesar da grande maioria dos incêndios em Portugal ocorrer em Julho e Agosto, também deflagram muitos incêndios em Junho (Pereira & Santos, 2003), que é o mês de maior actividade reprodutora por parte da rola-brava. Os incêndios de verão afectarão a prole dos casais reprodutores tardios, bem como os agrupamentos de jovens do ano e de migradores. Estes eventos catastróficos, ao reduzirem abruptamente a qualidade dos habitats e a sua disponibilidade (Ukmar *et al.*, 2007), promovem a deslocalização das aves para novas áreas levando a reduções significativas na abundância da rola-brava nos anos seguintes ao fogo (Almeida, 1991; Onofre, 1983; Herrando, 2001). Os grandes incêndios entre 1990-98 ocorreram nas áreas mais importantes para a nidificação de *S. turtur* integradas nos distritos de Vila Real, Viseu, Coimbra, Santarém, Castelo Branco e Guarda (*cf.* 2.3.2), enquanto que, na década de 2000, os maiores fogos devastaram a mancha contínua florestal do Pinhal Interior e atingiram em 2003 grandes manchas florestais no Alentejo e no Algarve (Pereira *et al.*, 2005). Estas situações podem ter contribuído para a diminuição geral dos contactos auditivos e totais observados nas regiões do centro do país, ao longo do período em estudo, e do Algarve em 2003.

O abandono da gestão florestal em Portugal resultou no rápido desenvolvimento do estrato arbustivo (Santana *et al.*, 2011) e posterior adensamento florestal, que por sua vez aumentam o risco de incêndio (Moreira *et al.*, 2011) e reduzem a adequabilidade da floresta para a rola-brava e outros animais granívoros (Camprodon & Bretons, 2006; Santana *et al.*, 2012). Sendo a rola-brava uma espécie que usa orlas e manchas arbóreas de coberto pouco denso (*e.g.*, Bakaloudis *et al.*, 2009), poderá beneficiar, a médio-prazo, com incêndios que promovam a fragmentação de extensas manchas florestais ou que actuem nas parcelas como supressores do sub-coberto denso (Brotons



*et al.*, 2004). Este processo poderá ter sido mais evidente nas regiões de Entre-Douro e Minho e Trás-os-Montes, onde as inúmeras ignições de fogos não originam grandes extensões ardidas (Moreira *et al.*, 2001, 2011) e onde a homogeneização das microparcels na paisagem se fez sentir com maior intensidade. Esta hipótese é, em certa medida, confirmada pelos estudos do efeito do fogo controlado nas comunidades ornitológicas do Minho, que documentaram a recuperação das comunidades de aves no ano seguinte ao fogo (Moreira *et al.*, 2003) em parcelas onde o coberto arbóreo não foi destruído. O aumento da estrutura arbórea na matriz de paisagem, que se verificou nas últimas décadas um pouco por todo o país, nem sempre se traduziu numa melhoria do habitat para a rola-brava. Nas regiões Beirãs e no Ribatejo e Oeste correspondeu, na sua maioria, à proliferação de misturas densas florestais ou a plantações de eucalipto com regime intensivo de exploração, consideradas ambas como habitats sem interesse para a rola-brava (cf. 2.4.2 e, e.g., Moreira *et al.*, 2001; Camprodon & Brotons, 2006; Bakaloudis *et al.*, 2009).

A redução da área cultivada que se constatou em Portugal, sobretudo depois da primeira revisão da PAC (ICNF, 2013; Vale, 2014), pode também ajudar a explicar as tendências negativas das populações de *S. turtur* no país. O aumento dos incultos e matos decorrentes do abandono agrícola, contribuiu para a homogeneização da paisagem (Moreira & Russo, 2007; Bugalho *et al.*, 2011) e para a redução das áreas abertas utilizadas pela rola-brava para se alimentar (Dias & Fontoura, 1996; Fontoura, 2005). Este aspecto afectou por exemplo pomares tradicionais de sequeiro (olivais) do interior do país, reduzindo o seu potencial para rola-brava (Browne & Aebischer, 2003; Hanane & Baamal, 2011). Também a intensificação agrícola promoveu a homogeneização da paisagem através da remoção de estruturas não agricultáveis, como as sebes, bosquetes e galerias ripícolas, cuja abundância é crítica para a reprodução da espécie em paisagens agrícolas (e.g., Aubineau *et al.*, 1998; Chamberlain & Fuller, 2001; Browne & Aebischer, 2004; Buruaga *et al.*, 2012). Paralelamente, a reconversão dos pomares tradicionais, com a concomitante linearização da sua estrutura e limpeza do estrato herbáceo, pode ter contribuído para a diminuição das disponibilidades alimentares e de locais de instalação dos ninhos de rola-brava e para o aumento da perturbação durante a nidificação (Hanane, 2012; Kafi *et al.*, 2015). A diminuição da diversidade de culturas e das plantas adventícias que decorre da intensificação agrícola pode ser a causa de alterações regionais nas abundâncias da rola-brava. Esta espécie parece explorar cada vez mais a disponibilidade de novas culturas (como o girassol, muito cultivado nos anos 1990 em regime de subsídio) em áreas não tradicionalmente usadas para o efeito (Dias & Fontoura, 1996; Rocha & Hidalgo, 2001, 2002; Browne & Aebischer, 2003; Rocha & Quillfeldt, 2015).

Finalmente, o incremento significativo da expansão urbana à custa de habitats florestais e agrícolas terá também afectado negativamente quer as populações nidificantes, quer as migradoras (estas em particular nas regiões costeiras) (Santos-Júnior, 1983, 1989). Esta situação fez-se sentir com maior expressão nas regiões do litoral e no norte do país onde a pressão urbanística é mais elevada (Diogo & Koomen, 2010) e os habitats tradicionalmente usados pela rola-brava são mais abundantes.

A caça na Europa é considerada um dos principais factores que contribuiu para o declínio de *S. turtur* a nível internacional (Hill, 1992; Tucker & Heath, 1994), já que as estimativas produzidas na década passada indicavam que os abates anuais variariam entre 50% a 100% da população reprodutora europeia (Boutin, 2001; Lutz & Jensen, 2007). Também para Portugal, Santos (1998, 2002) estimou que os abates de rola-brava em Zonas de Regime Cinegético Especial (ZRCE) em meados da década de 1990 (cerca de 400 mil anualmente) eram o dobro da estimativa mais optimista para a população reprodutora nos anos 80 (Rufino, 1989). Até meados dos anos 70, a caça à rola-brava fazia-se sentir com muita intensidade principalmente nas zonas costeiras (Santos-Júnior, 1981), tendo-se estendido posteriormente para o interior, afectando as populações reprodutoras daquelas regiões (Santos-Júnior, 1983, 1989). As análises de resultados de caçadas em ZRCE entre 1993 e 1996 (Santos, 2002) apontam o Algarve como das regiões do país com maior taxa de capturas, secundada pelo Oeste e pela Beira Litoral. Os resultados deste trabalho (cf. 2.3.1) mostraram a importância destas regiões em termos de reprodução e de migração pós-nupcial. A caça, ao retirar da população os reprodutores e os jovens (Hidalgo & Rocha, 2001; Fontoura, 2004; Rocha & Quillfeldt, 2015), está a afectar o recrutamento e este aspecto pode ser mais significativo numa região do que noutras. Torna-se por isso importante analisar informação que permita objectivar tendências da pressão cinegética em Portugal e da sua produtividade nas últimas décadas. A conjugação entre todos estes factores será debatida nas secções seguintes (cf. nomeadamente 5.3.4 e 6.2), na medida em que será um ponto fulcral para perspectivar medidas de gestão da espécie.

Outros aspectos, como a interacção com *Streptopelia decaocto* podem também estar a afectar negativamente a abundância da rola-brava em Portugal. Inicialmente circunscrita às regiões do litoral (Santos-Júnior, 1977; Reino *et al.*, 1998), a rola-turca encontra-se actualmente distribuída por todo o país (Equipa Atlas, 2008). A interacção entre estas duas espécies é assinalada em vários trabalhos (McCarthy, 2006), quer em termos de hibridização (Voous, 1963; Hongell & Saari, 1983; Neves, 1983; Lambert, 1987; Barbagli *et al.*, 1995) quer na simpatria em habitats de nidificação (Parish *et al.*, 1995; Hermant & Frochot, 1997; Aubineau & Boutain, 1998; Rocha & Hidalgo, 2001a), na competição por locais de instalação dos ninhos (Fletcher, 1979; Petronilho *et al.*, 2003) e



por recursos alimentares (Bernis *et al.*, 1985; Romagosa, 2002). Esta potencial interacção e competição específica pode originar a exclusão da rola-brava dos seus locais tradicionais de nidificação (Dolton *et al.*, 2001; Rocha & Hidalgo, 2002) e um aumento da transmissão de doenças, como a tricomaníose que afecta significativamente a sobrevivência dos juvenis de *Streptopelia* sp. (Lennon *et al.*, 2013). Apesar de não haver em Portugal estudos dirigidos para a interacção entre as duas espécies de rolas, é de esperar que os mesmos factores detectados noutras áreas se façam sentir actualmente no território português, nomeadamente nas regiões costeiras (Entre-Douro e Minho, Beira Litoral, Ribatejo e Algarve), onde a rola-turca se instalou há mais tempo (Reino *et al.*, 1998).

Em síntese, neste capítulo as hipóteses testadas foram confirmadas:

- Confirmou-se a existência de um padrão sazonal de abundância da rola-brava em Portugal relativamente constante ao longo dos anos de estudo e semelhante ao verificado noutros países; a população reprodutora aumenta gradualmente até finais de Maio, início de Junho, reduzindo-se progressivamente até fins de Agosto; a população total aumenta a partir do fim de Junho com a contribuição dos juvenis do ano e dos efectivos migradores alóctones;
- Atribuiu-se às semanas entre fim de Maio e meados de Junho o período de maior actividade coincidente com a defesa de território de nidificação ao longo da época; a amplitude deste período variou consoante as regiões mas não de uma forma que suporte a regionalização da cronologia reprodutora;
- Confirmou-se a existência de sobreposição entre o período reprodutor (avaliado nomeadamente pela actividade de defesa de territórios) e o período cinegético (com início a 15 de Agosto); a magnitude desta sobreposição variou consoante as regiões, sendo mais relevante para Trás-os-Montes, Beira Interior e Algarve;
- Confirmou-se uma tendência negativa das populações nacionais de rola-brava entre 1994-2004; esta tendência de declínio assumiu maior relevância nas regiões do centro do país (Ribatejo e Oeste, Beira Litoral e Beira Interior), que tradicionalmente albergam uma parte significativa dos efectivos nacionais desta espécie;
- A conjugação de índices populacionais anuais obtidos nas últimas duas décadas permitiram confirmar o declínio de médio-longo prazo da população reprodutora de rola-brava em Portugal; o padrão de tendências obtido foi consistente com o verificado noutros países da Europa, em particular da via de migração atlântica, sugerindo que os principais factores de afectação poderão estar a actuar de forma semelhante a escalas transnacionais.

# SECÇÃO



## A ROLA – BRAVA EM PERÍODO REPRODUTOR

### CAPÍTULO 3. Ecologia reprodutiva de *Streptopelia turtur* à escala da paisagem



“A rola tece o ninho, um ninho aéreo, que não dá nas vistas, com dois tanguinhos secos, num silvado ou num escarapeteiro. Também num pinhal. Bem se sente por este provisório que é ave de arribação e perseguida...A sua timidez e medo catastrófico não têm limites e, se alguma coisa lhe desperta a suspicácia, tanto enjeita o ninho como os ovos ou os filhos.”

Aquilino Ribeiro (1955), *O Homem da Nave*, página 82.



## 3

Ecologia reprodutiva de *Streptopelia turtur* à escala da paisagem

## 3.1. Introdução

A selecção de habitat pelos animais pode ser encarada como um processo hierárquico e de níveis múltiplos (Orians & Wittenberger, 1991; Kristan, 2006). Um organismo primeiro selecciona o território onde viverá e depois toma decisões sobre o uso dos diferentes habitats no seu território, onde se alimenta ou reproduz (Johnson, 1980; Mayor *et al.*, 2009; Fuller, 2012). A rola-brava (*Streptopelia turtur*) é uma espécie estival nidificante na Europa que utiliza uma grande variedade de habitats de cariz agrícola e florestal (e.g., Hermant, 1993; Browne & Aebischer, 2003; Buruaga *et al.*, 2012). Os resultados do capítulo anterior evidenciaram assimetrias nos padrões de distribuição e abundância desta espécie entre o norte e o sul de Portugal que podem ser explicadas pelo uso do solo. A nível nacional, as maiores probabilidades de ocorrência de nidificação de rola-brava estão associadas a espaços onde domine uma paisagem florestal de mosaico, em particular pinhais e folhosas caducifólias. No entanto, dentro da matriz paisagística dominante numa região, a fixação da rola-brava pode variar consoante a disponibilidade e qualidade dos habitats necessários para concretizar uma parte do seu nicho ecológico (Tews *et al.*, 2004; Dunn & Morris, 2012). Esta disponibilidade pode ser influenciada por práticas de gestão do uso do solo, o que por sua vez terá implicações na evolução das populações nacionais. Porém os resultados do capítulo anterior não esclareceram a contribuição das estruturas lineares (sebes, galerias ripícolas) para a abundância da população reprodutora a nível nacional, bem como a importância do sub-coberto no estabelecimento dos territórios.

Apesar da extensa área de nidificação de *S. turtur*, os estudos sobre a sua biologia reprodutora são pontuais (Murton, 1968; Genard, 1989; Nonev & Guenov, 1989; Peiró, 1990; Marraha, 1992), tendo este assunto merecido mais atenção a partir de meados da década de noventa do século passado (e.g., Nankinov, 1994; Aubineau & Boutin, 1998;

Rocha & Hidalgo, 2002; Browne & Aebischer, 2004, 2005; Hanane & Maghnouj, 2005), após a atribuição à espécie de um estatuto desfavorável na Europa (Dias, 1996; Jarry, 1997). Estes estudos permitiram essencialmente caracterizar as posturas, períodos de nidificação e biótopos usados em algumas regiões de Inglaterra (Browne & Aebischer, 2005), Espanha (Rocha & Hidalgo, 2002; Buruaga *et al.*, 2012) e norte de África (e.g., Boukhemza-Zemmouri *et al.*, 2008; Hanane & Baâmal, 2011; Kafi *et al.*, 2015) em situações onde domina a paisagem agrícola quer de uma forma intensiva, quer extensiva. No entanto, sendo a nidificação da espécie reconhecidamente mais abundante em povoamentos florestais (Murton, 1968), poucos estudos documentam esta situação (G.E.R.E.A, 1987; Génard, 1989; Bakaloudis *et al.*, 2009). Em Portugal, a informação disponível sobre os parâmetros biológicos diz respeito a trabalhos realizados em paisagens em mosaico, na região de Mindelo, em Amarante e no nordeste transmontano (Santos-Júnior, 1979, Fontoura & Dias, 1996; Fernandes, 1999; Fontoura, 2004). Por isso, pouco é conhecido sobre a ecologia reprodutora de *S. turtur* em Portugal, em particular numa situação recente de alterações paisagísticas motivadas por dinâmicas relacionadas com recentes políticas comunitárias (Chamberlain & Fuller, 2000; Donald *et al.*, 2002; Santos *et al.*, 2002).

A selecção dos locais de instalação dos ninhos é condicionada por vários factores, como a disponibilidade e características intrínsecas das estruturas de suporte, condições microclimáticas e de protecção contra predadores (Mayor *et al.*, 2009; Gaillard *et al.*, 2010; Hanane & Baâmal, 2011). Destes, os mais estudados para *S. turtur* dizem respeito à estrutura de suporte e altura dos ninhos. A maioria das referências documenta ninhos pouco distantes do solo, em plantas espinhosas como cactos em Marrocos (El Mastour, 1988), pilriteiros (*Crataegus monogyna*) em Inglaterra (Browne & Aebischer, 2004), marmeleiros e mesmo tojo (*Ulex* sp.) em França (Aubineau, *com. pess.*). Também nas formações dominadas pelo estrato arbóreo se reconhece o uso predominante das plantas lenhosas, quer em pomares de sequeiro (Hanane & Maghnouj, 2005; Hanane *et al.*, 2011; Hanane, 2015) quer em sub-bosque entre 2 m a 4 m de altura numa grande variedade de essências florestais (apesar de El Mastour (1988), referir ninhos construídos a 20m de altura em *Cedrus atlantica*, no Atlas marroquino). Na óptica de gestão dos habitats em prol da espécie importa saber quais os principais factores que explicam a selecção dos locais para instalação dos ninhos (Mateo-Tomás & Olea, 2009; Newson *et al.*, 2009).

O sistema de acasalamento adoptado pela rola-brava é a monogamia (Klinz, 1955, *in* Cramp, 1985). O ninho é construído principalmente pela fêmea, apesar do macho contribuir com material para esta tarefa (Cramp, 1985; Rocha & Hidalgo, 2002). O resultado é uma plataforma horizontal de pouca espessura e resistência, com a principal

função de suportar o peso de um progenitor e das crias durante o período de criação podendo ficar inutilizado no fim da época (Santos-Júnior, 1980; Peiró, 1985). A postura de dois, excepcionalmente três (Cramp, 1985) ovos (brancos, com 8-9 g de peso e medindo 30,7 x 22,9 mm) ocorre cinco dias depois de concluída a construção do ninho, com um intervalo de 39-48 horas entre cada ovo (Peiró, 1985; 2001). A incubação inicia-se após o segundo ovo, dura cerca de 14 dias (variando entre 13 a 16 dias) e é feita por ambos os progenitores, que se revezam várias vezes ao dia, a um ritmo diário constante (Hanane & Maghnoij, 2005). A eclosão dá-se durante o período da manhã de uma forma quase síncrona (Cramp, 1985).

As crias nidícolas são dependentes de cuidados parentais durante as primeiras três a quatro semanas. A partir das primeiras horas de vida e durante as duas primeiras semanas, as crias são alimentadas com uma substância rica em proteínas produzida no papo de ambos os progenitores devido a um aumento da actividade glandular que é estimulada hormonalmente nos últimos dias de incubação (Peiro, 1983; Mirarchi, 1993). As crias recém-eclodidas bicam repetidamente as comissuras bucais dos adultos de modo a induzir a regurgitação do leite do papo (Meier & Ferrel, 1998; Miller, 2009). A dependência do leite do papo é total nos primeiros cinco dias de vida (Browne & Aebischer, 2003), decrescendo com a gradual incorporação na regurgitação de sementes trituradas na moela dos progenitores. Aos treze dias, as crias estão completamente emplumadas e uns dias depois já podem sair do ninho se perturbadas. Estão aptas a voar com 17-21 dias, podendo permanecer junto dos progenitores por mais algum tempo a menos que estes iniciem novo ciclo reprodutor. A partir dos 25-30 dias deixam de ser alimentadas e podem voar com maior independência (Peiró, 1985).

É conhecida a capacidade da rola-brava fazer posturas de substituição após a destruição dos seus ninhos ou posturas (Neves, 1983) e, atendendo a que um ciclo reprodutor poderá durar cerca de um mês e meio, é bem provável a conclusão de um segundo ciclo reprodutor (e.g., Murton, 1968; Fernandez & Camacho, 1989; Purroy, 1989). Com efeito, não são raras as referências a segundas e mesmo a possibilidade de terceiras posturas (Neves, 1981; Peiró, 1985; Rocha & Hidalgo, 2002; Browne & Aebischer, 2004; Fontoura, 2004). Contudo, o aparentemente longo período reprodutor da rola-brava é limitado por um período refractário pós nupcial, controlado endogenamente (Lofts *et al.*, 1967). Em Inglaterra observou-se uma redução na produção de ninhadas que pode estar relacionado com a compressão do período reprodutor e consequente diminuição da magnitude da reprodução tardia (Browne & Aebischer, 2003, 2005). Os resultados do capítulo anterior corroboram estudos feitos noutros países, que assinalam a existência de actividades coincidentes com nidificação em Agosto. Este aspecto é particularmente evidente em algumas regiões do país (*cf.* 2.3.3.2). No entanto,

será necessário ter mais dados que contribuam para averiguar a magnitude da reprodução tardia a nível regional, já que em Portugal é exígua a informação disponível (Dias & Fontoura, 1996a; Fernandes, 1999; Fontoura, 2004) que permita avaliar a evolução a longo prazo deste parâmetro.

O facto da actividade cinegética se basear fortemente nos dados de recrutamento anual de aves para atribuir limites diários de abate e períodos de caça, é uma questão recorrente, em particular relativamente à contribuição da reprodução tardia para o total de jovens produzido anualmente (e.g., Garrigues *et al.*, 2003; Otis, 2006; Schulz *et al.*, 2013). É por isso do maior interesse ter um melhor conhecimento da biologia reprodutora da rola-brava num maior número de países. Para Portugal, incluído na via de migração desta espécie e baseando nela uma importante fracção da sua actividade cinegética (Santos-Júnior, 1989; Santos, 2002; Carmo, 2005), importa saber se a produção nacional é suficiente para suportar o esforço de caça anual.

Face ao exposto e de forma a colocar os resultados do Capítulo 2 no contexto paisagístico, pretendeu-se no presente capítulo recolher informação que permitisse testar as seguintes hipóteses:

- 1) Existe um grau significativo de concordância entre os padrões de cronologia reprodutiva observados a nível nacional e regional;
- 2) A selecção de habitat de nidificação depende das disponibilidades do meio, que são diferentes de região para região;
- 3) A densidade, dimensão e localização dos territórios variam entre áreas mas não entre anos;
- 4) Para uma dada área, os parâmetros reprodutores não diferem anualmente.

## 3.2. Metodologia

### 3.2.1. Áreas de estudo

A concretização dos objectivos deste capítulo beneficiou de uma abordagem mais detalhada, que incluiu estudos em áreas do território nacional representantes das regiões consideradas nucleares para a população reprodutora, com base nos resultados do capítulo anterior. Com as áreas seleccionadas procurou-se também obter uma representatividade geográfica (diferentes latitudes e longitudes) e de dominância de usos do solo, que reflectissem um gradiente de intensidade de ocupação agrícola e florestal (Tabela II.15).



**Tabela II.15** - Caracterização das áreas utilizadas para estudar a biologia e ecologia reprodutora de *S. turtur*, ordenados de Norte para Sul (Costa *et al.*, 1998; IA, 2003).

Descritores	Áreas de estudo					
	Angueira	Cambas	Vermelha	Herdade do Pinheiro	Amareleja	Quinta do Freixo
Região (DRAs)	Trás-os Montes	Beira Interior	Ribatejo e Oeste	Alentejo (litoral)	Alentejo (interior)	Algarve
Distrito	Bragança	Castelo Branco	Lisboa	Setúbal	Beja	Faro
Concelho	Miranda do Douro	Oleiros	Bombarral	Alcácer do Sal	Barrancos	Loulé
Trajecto	19	76	90	123	139	
Carta Militar (1:50 000)	8 IV	24 IV	30 I	39 IV	44 IV	50 III
Altitude mínima e máxima (m)	650-840	300-550	40-160	5-60	150-200	250-455
Temperatura média anual (°C)	7,5-10	10-12,5	12,5-15	16-17,5	>17,5	16-17,5
Radiação solar (Kcal/cm²)	<140	145-150	140-145	150-155	160-165	160-165
Humidade (%)	75-80	<70	75-80	70-75	80-85	<70
Precipitação total (mm)	600-800	1200-1400	700-1000	600-700	400-600	700-1000
Precipitação (nº de dias)	50-75	75 -100	75-100	50-100	<50	50-75
Andar bioclimático e ombroclima	Supramediterrânico sub-húmido a húmido	Mesomediterrânico sub-húmido	Mesomediterrânico húmido a sub-húmido	Termomediterrânico sub-húmido	Mesomediterrânico sub-húmido	Termomediterrânico sub-húmido
Uso do solo dominante	Policultura, bosques mistos e folhosas	Pinhal com mato e eucalíptal	Culturas permanentes e anuais	Montado de sobro e misto florestal	Montado de azinho	Montado de sobro, pinhal, culturas anuais e barrocal

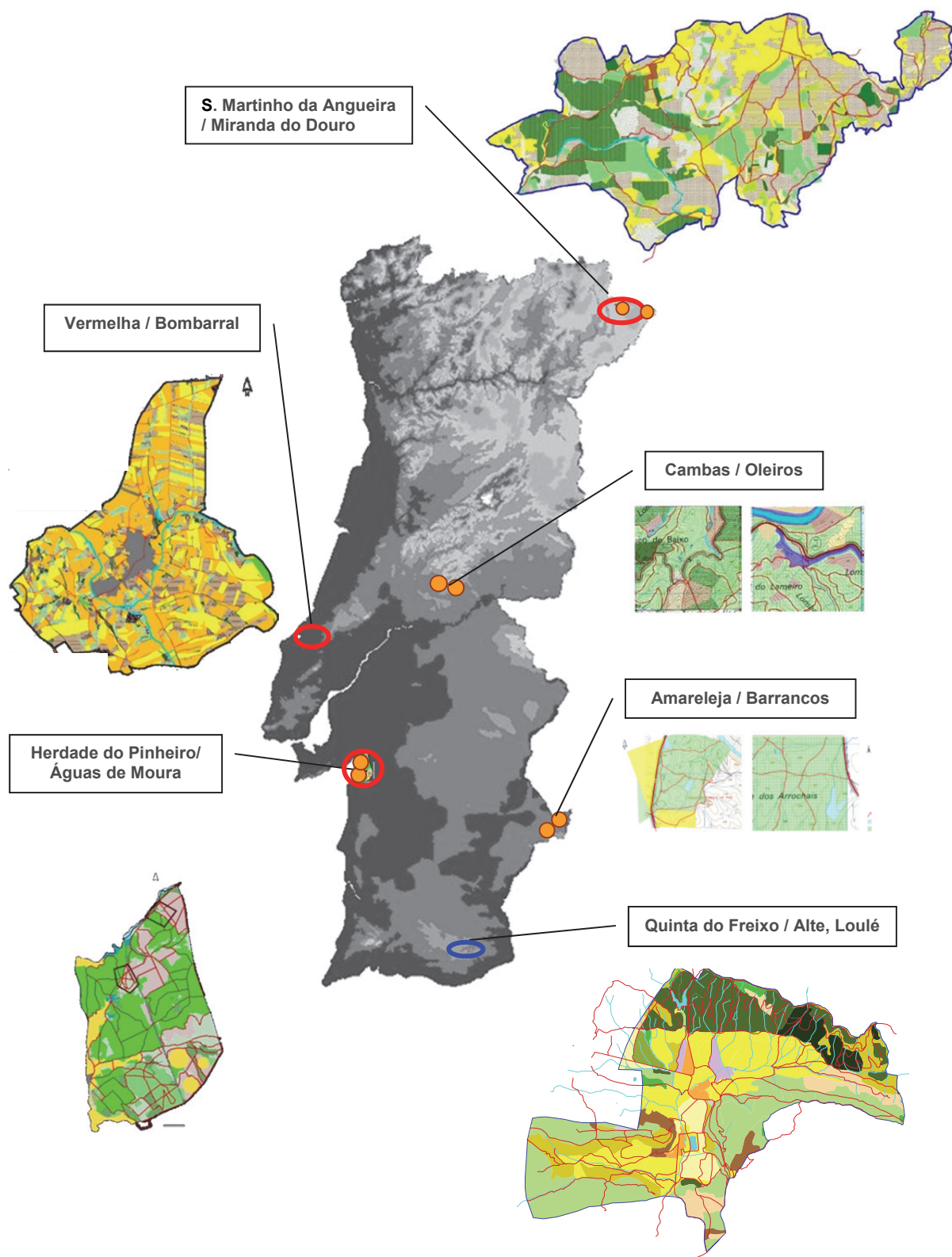
Algumas áreas de estudo foram usadas para responder a questões específicas, enquanto outras, de maior dimensão, foram usadas em todos os assuntos focados neste capítulo (Tabela II.16). Assim, a área onde se acompanhou a população reprodutora entre 1993 e 1996 localizou-se no Algarve (Quinta do Freixo), na zona de transição entre o Barrocal e a serra algarvia. Esta área albergava uma fracção importante da população do Sul do país e era do interesse dos proprietários conhecer a população de rolas que exploravam cinegeticamente

Para obtenção de informação sobre a cronologia reprodutora e a selecção de habitat noutras regiões do país seleccionaram-se em 2003 duas áreas de estudo por região: Angueira 2 e Angueira 8 (em Miranda do Douro, Trás-os-Montes), Cambas 2 e Cambas 4 (em Oleiros, Beira Interior), Amareleja 4 e 8 (em Barrancos, Alentejo interior) e na Herdade do Pinheiro 1 e 2 (em Alcácer do Sal, Alentejo litoral). Estas áreas quadrangulares (com 100 ha) foram centradas em estações de escuta incluídas nos trajectos onde se assinalou a maior abundância da espécie em 2002 em cada quadrante (Norte litoral, Norte interior, Sul litoral e Sul interior) de Portugal continental (vd. Capítulo 1, Figura II.4).

Com vista a corroborar a informação obtida em 2003 e ampliar a amostra envolvida na avaliação da selecção de habitat num mesmo ano, optou-se em 2004 por alargar as áreas de prospecção em Angueira (cerca de 3200 ha), e na Herdade do Pinheiro (cerca de 4300 ha). Para colmatar o facto de não de poder contar com a área de Cambas e de Amareleja em 2004 (a primeira por ter sido dizimada pelos incêndios florestais de 2003 e a segunda por uma densidade reduzida de rola-brava e constrangimentos de acesso) integrou-se uma terceira área de estudo com 685 ha na Vermelha, concelho do Bombarral (Figura II.23). Nesta selecção esteve subjacente o facto de a espécie ser caçada em todas as áreas, o que viabilizava *a priori* estudos concertados no período reprodutor e no período cinegético. Os mapas de ocupação do solo e localização dos trajectos monitorizados constam do Apêndice IV.

**Tabela II.16** - Síntese da utilização de cada uma das áreas de estudo para a concretização das tarefas desenvolvidas no âmbito do Capítulo 3.

Tarefas	Áreas de estudo							
	Angueira		Cambas	Vermelha	Herdade do Pinheiro		Amareleja	Quinta do Freixo
	2003	2004	2003	2004	2003	2004	2003	1993-1996
Avaliação da cronologia	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Identificação dos territórios	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Variação inter-anual densidade reprodutora	✓	✓			✓	✓		✓
Acompanhamento das ninhadas								✓
Seleção de habitat		✓	✓	✓		✓		✓
Caracterização dos locais de instalação dos ninhos						✓		✓



**Figura II.23** - Localização das áreas de estudo acompanhadas em 2003 (círculo vermelho), 2004 (laranja) e entre 1993 e 1996 (círculo azul). Mapas de uso do solo (tons verdes – florestal; tons amarelos - agrícola) e dos percursos prospectados nas áreas de maior dimensão (todos os mapas no Apêndice IV).

As áreas amostradas em 2003 (100 ha cada) em Trás-os-Montes (Angueira), acima dos 650 m de altitude, apresentam condições climáticas típicas das terras frias transmontanas, com elevados níveis de precipitação e humidade. A paisagem é dominada por mosaicos onde dominam as policulturas com anuais de sequeiro (predominantemente centeio, *Secale cereale* e trigo *Triticum* sp.) bordejadas por vegetação arbustiva e arbórea, intercaladas com bosquetes de carvalhos (*Quercus pyrenaica*), castanheiros (*Castanea sativa*) e pinheiro bravo (*Pinus pinaster*), atravessados por inúmeros riachos com vegetação ripícola. Em 2004, as prospecções foram alargadas para as vertentes da margem norte do rio Angueira, numa área com cerca de 3200 ha compreendida entre as povoações de Avelanoso, S. Martinho de Angueira e Angueira: a leste de Avelanoso dominam os habitats agrícolas e matos enquanto a oeste os principais habitats são florestais.

As áreas amostradas (com 100 ha) em 2003 na região da Beira Interior (Cambas), no concelho de Oleiros, entre os 300 m e os 500 m de altitude, são exclusivamente de cariz florestal, caracterizadas pela dominância de povoamentos de coníferas (*Pinus pinaster*) e matos em encostas sobranceiras ao rio Zêzere. Com menor expressão ocorrem parcelas de eucalipto (*Eucalyptus globulus*) de produção em talhadia.

Na região do Ribatejo e Oeste em 2004, monitorizou-se a população de rolas-bravas, na Zona de Caça Associativa (ZCA) da Vermelha, localizada no concelho do Bombarral, a norte do Cadaval entre os 40 m e 160 m de altitude. Aqui, dominam as policulturas de vinhas, pomares de fruteiras, campos de cereal e hortas, intercalados com sebes vivas de porte arbustivo e uma galeria ripícola densa. As formações florestais em bosquetes são residuais.

Em 2003, nas áreas prospectadas na Herdade do Pinheiro (concelho de Alcácer do Sal) dominam os povoamentos mistos de pinheiro-bravo, pinheiro manso (*Pinus pinea*) e sobreiro (*Quercus suber*), com algumas manchas de matos altos (silvados, *Rubus* sp.) e matos de médio porte dominados por tojos (*Ulex* sp.) e urze (*Erica* sp.). Em 2004 estenderam-se as prospecções a outras formações agro-florestais da propriedade onde ocorrem povoamentos de diferentes densidades e idades das espécies anteriormente referidas. Os povoamentos de resinosas (pinheiro bravo, pinheiro manso e mistos) ocorrem predominantemente na metade sul da propriedade, enquanto a restante área é dominada pelo sobreiro em montado ou sobreiral.

As áreas monitorizadas no Alentejo, concelho de Barrancos (Amareleja) entre 150 m e 200 m de altitude, são caracterizadas por um clima Mesomediterrânico sub-húmido e pela dominância quase total de montado de azinho (*Quercus rotundifolia*), com diferentes tipos de sub-coberto, por matos baixos e médios (maioritariamente com esteva, *Cistus ladanifer*), folhas de cultura cerealífera (trigo ou cevada) e terrenos

lavrados.

A área de estudo no Algarve corresponde a uma Zona de Caça Turística (ZCT) com cerca de 1100 hectares, localizada na freguesia de Alte, concelho de Loulé. No largo vale da Ribeira do Freixo praticam-se culturas agrícolas tipicamente mediterrâneas como a oliveira (*Olea europea*), a figueira (*Ficus carica*), os citrinos (*Citrus* sp.), a vinha (*Vitis vinífera*), além de cereais de sequeiro (predominantemente o trigo e a cevada, *Hordeum* sp.), regadio (milho, *Zea mays* e o girassol, *Helianthus annuus*) e pastagens (à base de *Vicia* sp. e *Lathyrus* sp.). Nas encostas sobranceiras a norte, predominam povoamentos de coníferas (principalmente *Pinus halepensis* e *P. pinea*), associados ao sobreiro (*Quercus suber*) e mato, onde abundam as estevas (*Cistus* sp.), tojos (*Ulex* sp.) e urzes (*Erica* sp.); a sul dominam formações de denso matagal mediterrâneo, típicas do barrocal, com aroeiras (*Pistacea* sp.), alfarrobeiras (*Ceratonia siliqua*) e medronheiros (*Arbutus unedo*).

Relativamente aos dados de 2004, constatou-se que as áreas a monitorizar no nordeste transmontano (S. Martinho de Angueira) e na Herdade do Pinheiro (Alentejo) tinham maior dimensão comparativamente à área na Estremadura (Vermelha), e que este facto se traduziu num esforço de amostragem menor em algumas zonas. No caso de S. Martinho de Angueira (Miranda do Douro), a irregularidade do terreno não permitiu uma cobertura de caminhos com a mesma intensidade e diminuiu obviamente a detectabilidade da espécie; no caso da Herdade do Pinheiro, optou-se por excluir uma área de montado de sobro cuja visita sistemática inviabilizava a visita a outras áreas com maior abundância e perspectiva de encontrar ninhos. As áreas não cobertas com o mesmo esforço de amostragem das restantes foram excluídas das análises seguintes sendo assinaladas a sombreado nas Figuras II.28 e II.30 (cf. Secção 3.3.2.1).

### 3.2.2. Cartografia dos territórios

A densidade e produtividade foram avaliadas com base em observações levadas a cabo durante a Primavera e o Verão em todas as áreas de estudo. Para o efeito utilizou-se o método dos mapas (Bibby *et al.*, 2000). As visitas para a determinação dos territórios foram efectuadas em percursos preestabelecidos, maioritariamente a pé, com um máximo de duas semanas de intervalo, desde o início de Abril até final de Agosto, entre as 6 e as 21 horas (maioritariamente as 4 horas imediatamente após o nascer do sol e antes do por do sol). Nas áreas de maior dimensão, cada visita demorou 3-4 dias. Procurou-se que o itinerário adoptado permitisse passar por todas as áreas adequadas para a rola-brava no local, maximizando as hipóteses de detecção das aves presentes (Rosenstock *et al.*, 2002). O ponto de início do percurso e a direcção tomada foi sempre

variando de modo a garantir que a totalidade da área era abrangida de igual forma pelas diferentes horas do censo (Sutherland *et al.*, 2004). Procurou-se assim evitar enviesamentos devido ao facto das aves não terem o mesmo ritmo de actividade ao longo do dia (Palmeirim & Rabaça, 1994). Os contactos com as aves foram mapeados e todos os comportamentos registados (de adultos e juvenis, bem como vocalizações territoriais, nomeadamente as simultâneas). Observações suplementares (obtidas entre final de Março e Setembro) foram registadas enquanto se efectuavam outras vertentes do trabalho de campo (procura de ninhos, aferição de metodologias de censos, mapeamento de habitats). Estes contactos foram distribuídos homogeneamente pelas áreas de estudo ao longo das horas do dia.

As localizações de todas as aves apresentando comportamentos territoriais foram incluídas num sistema de informação geográfica (SIG) de cada área de estudo, através do *software* ArcView GIS 3.2. De acordo com Bibby *et al.* (2000), a definição do território, baseou-se em pelo menos duas localizações que correspondessem a observação ou de ninhos, ou da construção do ninho, aves em canto, confronto, jovens recentemente emplumados ou a combinação destes critérios. As rolas observadas nos locais de alimentação ou em pousos comunitários foram excluídas da análise. Depois de identificado o agrupamento de contactos com as características pretendidas, procedeu-se ao estabelecimento de áreas circulares com 50m de diâmetro, centradas em cada localização. Estas áreas foram fundidas e quando apropriado, modificadas para produzir anéis não sobrepostos à volta de cada agrupamento (Browne & Aebischer, 2004). A área assim delimitada foi considerada como território de nidificação e assumido que contém habitat de instalação do ninho. Este procedimento permite a padronização da identificação dos territórios em todas as áreas de estudo e em todos os anos. A dimensão do território e as áreas de habitat nele contidas foram determinadas através do SIG.

### 3.2.3. Caracterização dos ninhos e ninhadas

A cartografia dos territórios e outras observações *in loco* permitiram identificar os sítios potencialmente utilizáveis pela rola-brava para a construção dos ninhos, tendo sido estes prospectados assiduamente. Nas áreas com estrutura arbórea procedeu-se a uma busca exaustiva dos ninhos, usando as seguintes técnicas segundo o tipo de habitat:

- Nas zonas com árvores isoladas ou em bosques abertos examinou-se um a um todos os suportes arbóreos (sobreiros, azinheiras, alfarrobeiras);
- Em pomares (nomeadamente olivais, laranjais e figueirais) usou-se a técnica descrita em Santos-Júnior (1980) e aplicada também por Rocha & Hidalgo (2002), que consiste em bater suavemente com um ramo na copa ou nos ramos principais; assim a



rola-brava abandona a árvore pondo em evidência o ninho;

- Nas sebes e galerias ripícolas adoptou-se um processo misto, composto pelas técnicas descritas anteriormente;

- Nos pinhais e outros povoamentos florestais densos foram feitos percursos no interior da mata, com o intuito de visualizar a copa e a localização das aves. Alguns dos ninhos foram encontrados através de informação fornecida pelos guardas florestais.

Programaram-se visitas com 3-4 dias de intervalo, para monitorização do sucesso dos ninhos. A perturbação dos ninhos foi mantida no mínimo durante o início da incubação e após as crias terem mais de 10 dias para evitar o abandono por parte dos progenitores ou a fuga prematura das crias. A monitorização dos ninhos foi feita com recurso a binóculos (8 x 40) em locais de fácil observação, complementada com observações de curto alcance através de um espelho colocado ao nível do ninho por meio de uma haste telescópica (Ralph *et al.*, 1993). Os ninhos foram considerados abandonados quando não se encontrou qualquer adulto no ninho ou quando os ovos estavam frios em duas ou mais visitas. Assumiu-se que os ninhos foram predados quando os ovos ou as crias desapareceram respectivamente antes da eclosão ou antes de atingirem o desenvolvimento adequado para o voo. A acumulação de excrementos no ninho ou à sua volta foi considerado um indício de sucesso reprodutor.

Os locais de instalação dos ninhos foram caracterizados apenas posteriormente ao seu abandono, de modo a manter a perturbação ao mínimo e assegurar o sucesso da reprodução. Assegurou-se, no entanto, que a caracterização era feita enquanto as espécies de arbustos e árvores que constituíram estruturas de suporte aos ninhos tinham a folhagem totalmente desenvolvida e a copa no maior vigor.

Os habitats onde se localizaram os ninhos foram classificados como: sebes, árvore isolada, arbusto ou bosque/plantação. Os tipos de estrutura de suporte foram classificados em (i) folhosas caducifólias, (ii) perenes, (iii) coníferas, (iv) fruteiras, (v) arbusto espinhoso e (vi) arbusto não espinhoso.

### 3.2.4. Tratamento e análise dos dados

#### 3.2.4.1. Avaliação da utilização das áreas de estudo

Os dados com referência geográfica (ninhos, territórios) foram inseridos num sistema de informação geográfica (SIG), através do *software* ArcView GIS 3.2, para subsequente análise espacial e derivação de variáveis.

A caracterização da ocupação do solo e dos habitats disponíveis nas áreas de estudo baseou-se na Carta de Ocupação do Solo de 1990 (IGP, 2003). Esta cartografia



(COS'90) à escala 1: 25.000 cobre quase totalmente Portugal continental e baseia-se em fotografia aérea de Agosto de 1990. A informação foi actualizada para as áreas monitorizadas em 2003 e 2004 através de fotointerpretação de ortofotomapas de 2000 de falsa cor em formato digital (com *pixel* de 50 cm de resolução) e com trabalho de campo realizado durante a mesma estação, mas em períodos complementares aos da amostragem das aves. No caso particular da Quinta do Freixo, a actualização da ocupação do uso do solo foi feita com base na Carta de Ocupação do Solo do Algarve (COS'95), efectuada à escala 1: 10.000, baseada em fotografia aérea de 1995, que foi elaborada apenas para o distrito de Faro (Tomé, 2002). Esta informação foi confirmada através de dados recolhidos em trabalho de campo assinalados em ampliações (escala 1:5000) de fotografia aérea do IGeoE (voo de 1990, escala 1: 20.000).

A utilização recorrente dos mesmos locais e a afinidade na distribuição dos territórios da rola-brava pela área de estudo, em anos consecutivos, foram avaliadas adaptando o Índice de Similaridade de Czekanowski (CZ) à informação quantitativa sobre as áreas ocupadas pelos territórios em cada ano (Legendre & Legendre, 1998):

$$CZ_{ik} = \frac{2 \sum_{j=1}^S \min(x_{ij}, y_{kj})}{\sum_{j=1}^S (x_{ij} + y_{kj})} \quad (\text{eq. 3.1})$$

Em que:

$x_{ij}$  - proporção de área ocupada pelos territórios ( $j$ ) no ano  $i$ ;

$y_{kj}$  - proporção de área ocupada pelos territórios ( $j$ ) no ano  $k$ ;

Foram também determinadas as frequências esperadas caso a ocupação do espaço disponível anualmente ocorresse de forma aleatória em cada área de estudo.

Diversas técnicas têm sido desenvolvidas para comparar o uso relativo dos habitats com as suas disponibilidades a várias escalas (Orians & Wittenberger, 1991; Manly *et al.*, 2002; Mcloughlin *et al.*, 2004; Mayor *et al.*, 2009). As revisões bibliográficas descrevem as técnicas mais usadas e analisam a sua eficácia sob diferentes condições (Alldredge & Ratti, 1986, 1992; Cherry, 1996; MacClean *et al.*, 1998; Dasgupta & Alldredge, 2002; Gaillard *et al.*, 2010). Neste capítulo, a utilização do meio foi considerada como ocorrendo a uma escala espacial paisagística (selecção de 2ª ordem *sensu* Johnson, 1980), em que a selecção do habitat por parte da rola-brava foi determinada pela sua capacidade de dispersão, fixação e de implementação do território de nidificação no interior da área de estudo (Browne & Aebischer, 2004). O recurso a uma escala de análise mais restrita, determinada pela capacidade dos animais seleccionarem sub-áreas específicas através

dos seus movimentos no interior do território, devido ao uso diferencial dos recursos (e.g., Neu *et al.*, 1974; Capelo *et al.*, 1999) foi preterida em virtude do reduzido número de contactos com os casais limitar as análises estatísticas (Aebischer *et al.*, 1993). A utilização do habitat pela população de rola-brava em cada área foi considerada como aquela que foi realizada pelo “casal médio” e a extensão da sua variabilidade foi avaliada a partir da variação entre casais. Deste modo, a dimensão da amostra utilizada foi a do número de territórios, que tem um carácter multivariado, compreendendo tantos valores (proporções) quantas as classes de habitats consideradas (Aebischer *et al.*, 1993).

O facto de se trabalhar com uma espécie migradora que utiliza periodicamente qualquer das áreas de estudo permitiu que se considerasse a totalidade de cada uma das áreas de estudo como habitat disponível. Nas análises estatísticas subsequentes, de forma a evitar comparações contendo um grande número de habitats não usados que podem influenciar os resultados, procurou-se agregar o número e tipo de habitats, mantendo sempre no entanto a particularidade inerente a cada área. Assim, mantiveram-se algumas unidades comuns a todas as áreas como os “matos” e a “galeria ripícola” e as restantes foram agrupadas ou segregadas consoante a sua abundância na área ou a sua especificidade. Esta situação verificou-se com os habitats agrícolas (incluiu culturas anuais, de sequeiro ou regadio, pastagens intensivas e por vezes vinhas e pomares, quando estes tiveram pouca expressão) e com os florestais (descriminando pelo menos as folhosas das resinosas); foi ainda incluída a unidade “sebes” sempre que estas foram usadas nos territórios, atendendo à sua importância para a rola-brava (e.g., Aubineau & Boutin, 1998).

Os padrões de selecção de habitat foram investigados através da comparação da proporção de área de cada habitat contida em cada território com a disponível na área de estudo, usando duas abordagens. Na primeira utilizou-se o Índice de Selecção de Manly padronizado para recursos constantes (Manly *et al.*, 2002) para caracterizar a selecção de habitats ( $H$ ) por cada um dos casais em cada área de estudo. Este índice foi escolhido devido ao facto de não flutuar com a inclusão ou exclusão de habitats pouco usados e por ser considerado mais versátil que outros índices de preferência (Garshelis, 2000). O índice é baseado numa razão de selecção ( $w_i$ ) para cada habitat  $i$ :

$$w_i = \frac{o_i}{\pi_i} \quad (\text{eq. 3.2})$$

em que:

$o_i$  - proporção de habitat  $i$  usado por cada casal

$\pi_i$  - proporção do mesmo habitat disponível na área de estudo.

que é depois padronizada ( $\beta_i$ ) através da seguinte equação:

$$\beta_i = \frac{w_i}{\sum_{i=1}^H w_i} \quad (\text{eq. 3.3})$$

onde

H - número de habitats

O índice varia entre zero (máxima selecção negativa) e 1 (máxima selecção positiva) e valores próximos de  $1/H$  correspondem a habitats que são usados de acordo com a disponibilidade. Este índice de selecção padronizado permite a comparação directa dentro de cada unidade de habitat e pode ser interpretado como a probabilidade de que, em cada evento de selecção, um casal de rola-brava escolha o habitat  $i$  sobre todos os outros, assumindo que todos os habitats lhe estão disponíveis em iguais proporções (Manly *et al.*, 2002). O conjunto dos valores de  $(\beta_i)$  para cada casal pode assim ser considerado como uma função de probabilidade de selecção de recurso e ser usado como a unidade básica das análises estatísticas subsequentes. Devido ao facto de se usarem proporções nos cálculos de  $w_i$  e  $\beta_i$ , que não são independentes, optou-se por não testar a sua significância. Contudo, foi assumido que habitats com intervalos de confiança a 95 % ( $1,96 \times$  erro-padrão) não sobrepostos representavam índices de selecção significativamente diferentes (Moreira *et al.*, 2009). Também valores cujos intervalos de confiança não incluíam o valor de  $\beta_i = 1/H$  representavam habitats que foram significativamente preferidos (quando o intervalo se situava acima desse valor) ou evitados (quando o intervalo se situava abaixo) pelas rolas-bravas em qualquer das áreas. As diferenças nos índices de selecção  $(\beta_i)$  entre áreas de estudo ou anos foram testadas através do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (Siegel & Castellan, 1988) e a homogeneidade entre grupos avaliada *a posteriori* com o teste de Donn (Zar, 1999), com um nível de significância de 0,05 obtido através de permutações aleatórias.

A outra abordagem usada para avaliar a selecção de habitat por parte dos casais de rola-brava foi a análise composicional (e.g., Baines, 1994; Johansson & Blomqvist, 1996; Pendleton *et al.*, 1998; Capelo *et al.*, 1999; Browne & Aebischer, 2004). Este método estatístico baseado na análise da razão logarítmica de composições proposta por Aitchison (1986), permite obviar algumas das dificuldades e inadequação de tratamento de dados inerentes a outros métodos (Aebischer *et al.*, 1993). No presente estudo usou-se a análise composicional para resolver o problema da não independência das proporções recorrendo a transformação logarítmica de uma razão (transformação *log-rácio*). Assim, considerando  $D$  classes de habitat em que o uso proporcional de um indivíduo é descrito por  $x_1, x_2, \dots, x_D$ , com  $\sum x_i = 1$ , onde  $x_i$  é a proporção de área do habitat  $i$ ,

cada componente  $x_i$  da composição é transformado num  $y_i = \ln(x_i/x_j)$  linearmente independente das restantes (Aitchison, 1986). Os resultados obtidos são independentes da componente  $x_j$  que se escolhe podendo o  $j$  ser qualquer tipo de habitat. Passa então a ser possível aplicar métodos estatísticos como a análise multivariada de variância/covariância (MANOVA/MANCOVA) a estas razões (Browne & Aebischer, 2004). Os procedimentos passaram pela execução de várias matrizes sequenciais (habitats em coluna e territórios em linha). A primeira correspondeu à transformação das proporções em razões logarítmicas (*log-rácios*). As classes de habitat disponíveis não representadas na totalidade dos territórios foram retiradas da análise, sendo classificadas como as menos seleccionadas de todas pela população. Aos habitats restantes, de modo a tornar exequível a transformação de todas as proporções, optou-se por substituir os valores em falta (habitats disponíveis mas não usados por qualquer um dos indivíduos em análise) por um valor não nulo de magnitude mais baixa do que a mais pequena proporção registada, tendo-se atribuído neste caso o valor 0,01% para substituir o valor 0% (Aebischer *et al.*, 1993). As composições de  $n-1$  habitats expressas em proporções não independentes foram transformadas em *log-rácios*, linearmente independentes, ao dividi-las pelas proporções de um tipo aleatório, que foi quase sempre a classe “matos” (matriz 1). O mesmo procedimento foi efectuado às proporções de habitats disponíveis na área de estudo. Na matriz seguinte (matriz 2) determinou-se a diferença entre as razões logarítmicas de cada habitat em cada território e as respectivas disponibilidades.

As alterações anuais no uso dos habitats foram investigadas usando análise de variância multivariada (MANOVA) na razão logarítmica dos usos (matriz 1) para testar o efeito do ano na área de estudo da Quinta do Freixo. A MANOVA foi também usada para investigar se o uso do habitat foi independente da disponibilidade, usando a matriz das diferenças das razões logarítmicas entre o uso do habitat e as disponibilidades (matriz 2), em todas as áreas de estudo. Em ambas as MANOVAS, recorreu-se ao teste multivariado, *lambda* de Wilk ( $\lambda$ ), comparando-se assim todos os tipos de habitats simultaneamente (Reis, 1977 *in* Capelo *et al.*, 1999). Estes testes assumem normalidade multivariada, e como tal, a sua significância foi obtida por permutações (de Monte Carlo) sempre que aquele pressuposto não se confirmou (Zar, 1999). Quando se verificou a existência de selecção, procedeu-se à determinação da intensidade e sinal das diferenças entre a selecção de um habitat relativamente aos restantes usados em cada território. Estes valores foram posteriormente sintetizados numa única matriz através dos valores médios e erro-padrão para o total da população. Os resultados obtidos com esta abordagem permitiram não só uma ordenação das classes de habitat de acordo com a utilização (nº de valores positivos em cada linha da matriz), mas também uma indicação de quando posições diferentes na ordenação representaram diferenças estatisticamente

significativas ou não (com recurso a teste  $t$  simples) na utilização relativa das classes de habitats correspondentes (Aebischer *et al.*, 1993).

Para comparar as dimensões dos territórios nas diferentes áreas e investigar o efeito do ano aplicaram-se GLM (ANOVA) sempre que se confirmaram os pressupostos de normalidade e homogeneidade de variâncias (McCullagh & Nelder, 1989). Nas restantes situações foram efectuados testes não paramétricos (Zar, 1999). As variáveis foram transformadas de modo a produzir resíduos com uma distribuição normal quando apropriado, sendo os resultados da análise apresentados com os valores retro-calculados.

As comparações das frequências de distribuição dos ninhos nos diferentes habitats, tipo de árvores ou de sub-coberto foram examinadas com o teste do qui-quadrado ( $\chi^2$ ), sem ajustamento para a disponibilidade de habitat (Browne & Aebischer, 2004) e foram consideradas significativas para  $p < 0,05$ . Os valores indicados no texto referem-se à média e respectivo erro-padrão, quando não explicitado de outra forma.

#### 3.2.4.2. Sucesso e cronologia reprodutiva

A avaliação do sucesso dos casais foi efectuada recorrendo a três processos complementares de forma a obter informação que pudesse ser comparada com outros autores (e.g., Rocha & Hidalgo, 2002; Browne & Aebischer, 2004; Fontoura, 2004; Hanane & Maghnouj, 2005).

O processo mais abrangente corresponde à determinação da produtividade dos casais através do registo dos jovens voadores em cada episódio reprodutor – postura. Esta abordagem inclui todos os casais, mesmo aqueles onde não foi possível localizar e/ou inspeccionar o ninho e acompanhar as ninhadas. Os valores assim obtidos podem estar subestimados na medida em que a eventual saída não simultânea das crias do ninho pode inviabilizar a contagem completa dos juvenis. Por outro lado, como frisa Fontoura (2004), os resultados contabilizam já a mortalidade no ninho.

Para os casais em que foi possível localizar os ninhos ao longo da época, mesmo que em diferentes fases de actividade e inspeccioná-los mais do que uma vez, calculou-se, para além das taxas directas de sobrevivência dos ninhos, o sucesso reprodutor recorrendo à estimativa de sobrevivência diária através do método de Mayfield (1975; Hensler & Nichols, 1981). Este autor reconheceu que a unidade de amostra apropriada para o cálculo da sobrevivência e do sucesso de nidificação seria, não o ninho, mas o número de dias em que cada ninho esteve exposto ao perigo (efeitos climáticos, de predação, etc.). Este método coloca todos os ninhos numa base comparável, usando só a informação respeitante ao período durante o qual cada ninho está sob observação

(Johnson, 1979). Ao usar observações efectuadas em diferentes alturas, possibilita uma análise baseada num maior número de ninhos com todas as vantagens que daí advêm. O método de Mayfield assume que o insucesso é independente da idade e do tempo e que a probabilidade diária de sobrevivência é constante ao longo do tempo de análise e para todos os ninhos. Tendo este último aspecto em consideração, estimou-se a taxa de sobrevivência diária separadamente para os períodos de incubação (14 dias) e de crescimento das crias (17 dias) determinados no presente estudo.

Calculou-se para cada ninho o número de dias de exposição ao risco ( $E$ ), que corresponde ao número de vezes que se observou o ninho em actividade ( $N$ ) multiplicado pelo número de dias de risco ( $D$ ) (equação 3.4).

$$E = N \times D \quad (\text{eq. 3.4})$$

Este parâmetro foi posteriormente utilizado para determinar a taxa de sobrevivência diária do ninho ( $S$ ). Para cada período considerou-se  $E$  como o número total de dias em que todos os ninhos estiveram expostos (equação 3.5).

$$\hat{S} = 1 - \left( \frac{n}{E} \right) \quad (\text{eq. 3.5})$$

em que:

$S$  – estimativa da taxa de sobrevivência

$n$  – número de perdas durante o período de observação

$E$  - exposição (ninhos-dias)

Estas taxas foram calculadas para a totalidade do período de incubação e de dependência, considerando a taxa de sobrevivência diária elevada à potência de 14 ou 17, respectivamente. A taxa de sobrevivência total obteve-se através do produto das duas taxas parciais. Os intervalos de confiança a 95 % foram estimados de acordo com Johnson (1979) e Hensler (1985) a partir do erro-padrão e da variância do estimador ( $S$ ) de Mayfield (equação 3.6):

$$\text{var } (S) = \frac{(E - n) \times n}{E^3} \quad (\text{eq. 3.6})$$

tendo  $E$  e  $n$  o mesmo significado que em (eq. 3.5) e obtendo-se o erro-padrão de  $S$  através do cálculo da raiz quadrada de (eq. 3.6). O intervalo de confiança a 95 % para  $S$  ( $95\%IC = \pm 1,96 \times \text{erro-padrão}$ ) foi determinado para o total de cada um dos períodos (incubação ou crescimento) elevando o valor à potência correspondente ao número de dias de cada período. Nas situações em que a sobrevivência dos ninhos durante o período considerado foi total, optou-se por não determinar intervalos de confiança aproximados, ao contrário do proposto em Aebischer (1999), mesmo tendo em

consideração que a fórmula para calcular o erro-padrão se torna pouco fiável quando  $p < 0,1$  ou  $p > 0,9$  (Zar, 1999).

Nas análises seguintes aplicaram-se os mesmos métodos e pressupostos para evitar ambiguidades associadas ao manuseamento dos dados dos ninhos e que podem ter sérias implicações nos resultados obtidos (e.g., Hensler, 1981). Assim, na determinação dos dias de exposição ao risco ( $E$ ) para os ninhos cujo desfecho (sucesso ou fracasso) foi desconhecido considerou-se apenas o período até ao último dia de visita com actividade no ninho (Hazler, 2004); para os restantes, quando se desconhecia o dia preciso de abandono ou de eclosão, considerou-se o valor médio entre duas visitas, antes e depois da ocorrência do evento. Quando os ninhos acompanhados desde o início da sua actividade, tiveram um período de incubação ou dependência superior à média estimada para a espécie (determinada neste estudo), o número de dias de observação foi limitado ao extremo mais próximo do intervalo.

As taxas de sobrevivência estimadas para os dois períodos considerados (incubação e criação) e para os dois anos foram comparadas através de testes  $Z$  (eq. 3.7) (Heisy & Fuller, 1985):

$$Z = \frac{S_1 - S_2}{\sqrt{\text{var}(S_1) + \text{var}(S_2) + 2 \text{cov}(S_1, S_2)}} \quad (\text{eq. 3.7})$$

sendo  $S_1$  e  $S_2$  obtidos através da equação 3.6.

Vários autores demonstraram a robustez deste método quando aplicado a um conjunto limitado de dados com visitas frequentes e elevadas taxas de sucesso reprodutor como neste caso (e.g., Brikle & Peach, 2004; Kroll & Haufler, 2009).

Paralelamente, sempre que possível, usou-se uma extensão do método de Mayfield que emprega a regressão logística para investigar o efeito do ano, da postura e das respectivas interacções na taxa de sobrevivência (Aebischer, 1999). Os modelos de Mayfield podem ser assim ajustados usando modelos lineares generalizados com uma distribuição binomial da variável resposta, uma componente sistemática baseada na função logística (Hosmer & Lemeshow, 2000) e uma função *logit link* ( $\log e^{(p/(1-p))}$ ), onde  $p$  é a probabilidade de sucesso. A unidade de análise foi o ninho, o número de tentativas binomiais foi o tempo de observação ( $t$ ) e a variável resposta foi o nº de dias de observação do ninho com sucesso ( $S$ ):

$$S = t + y - 1 \quad (\text{eq. 3.8})$$

em que:

$t$  – tempo de exposição ou observação (em dias)

$y$  – sucesso (1 ou 0)



Para testar dois períodos diferentes usou-se como medida de ajustamento a diferença das deviâncias (D) entre um modelo que engloba todos os ninhos e um modelo em que os ninhos estão agrupados de acordo com o período (ou outro atributo qualquer). D é assintoticamente distribuída como  $\chi^2$  com  $n_1 - n_0$  graus de liberdade. O ajustamento considerou-se adequado quando a probabilidade de se verificar a distribuição homogénea do sucesso pelos grupos foi maior que 0,05 ( $p > 0,05$ ). Nos casos em que se ajustou o modelo e ocorreu sobre dispersão, os testes de ajustamento foram baseados nas razões de deviâncias aproximadamente distribuídas como *F*. Para esta análise, os valores de exposição ao risco foram arredondados à unidade (Aebischer, 1999).

Adicionalmente, para os casais em que foi possível acompanhar as ninhadas desde a postura, calcularam-se alguns parâmetros de acordo com o utilizado por Murton (1968) e por Browne & Aebischer (2003; 2004):

- Sucesso de eclosão - percentagem de ovos postos que eclodiram (ovos eclodidos/total de ovos x 100);
- Sucesso de “criação” – percentagem de juvenis que eclodiram e que seguidamente adquiriram capacidade de voo (jovem recém-emplumado/ jovens eclodidos x100);
- Sucesso total - a percentagem de ovos postos que produziram jovens (jovens emancipados/total de ovos x100).

A comparação da produtividade de juvenis entre anos e posturas foi efectuada recorrendo a testes não paramétricos, respectivamente Kruskal-Wallis para os anos e Wilcoxon (T) para posturas (amostras dependentes ou pareadas). Sempre que se observaram as restrições respeitantes à normalidade e homogeneidade de variância (Zar, 1999) foram adoptados GLM tendo sido neste caso a probabilidade associada à estatística *F* através de aleatoriedade que leva em consideração a natureza discreta dos dados (Browne & Aebischer, 2003).

Para a avaliação da cronologia reprodutora, as datas de cada postura foram agrupadas em quinzenas, começando no fim de Abril e terminando em Agosto. Usou-se o teste do qui-quadrado (baseado numa tabela de contingência do número de ninhos por quinzena em cada ano) para analisar o padrão sazonal da postura ao longo dos anos.

### 3.3. Resultados

#### 3.3.1. Cronologia migratória

Os resultados obtidos com as monitorizações efectuadas em 2003 e 2004 em diversos pontos de Portugal continental sugerem que a migração primaveril de *S. turtur* ocorra com algum desfasamento (cerca de três semanas) entre regiões. De acordo com os dados, quer em 2003, quer em 2004, estas aves foram detectadas durante a segunda semana de Abril na Herdade do Pinheiro, enquanto na região de Trás-os-Montes, a espécie foi apenas avistada a partir do início de Maio. Nas restantes áreas monitorizadas, observaram-se as primeiras rolas na segunda quinzena de Abril, em Oleiros, Amareleja e Vermelha (Tabela II.17). A instalação da rola-brava na Quinta do Freixo, durante o período de estudo (1993 a 1996) decorreu sempre na primeira quinzena de Abril. No fim de Março e princípio de Abril, alguns indivíduos foram observados por curtos períodos nas parcelas agrícolas antes de se movimentarem em direcção a Norte.

**Tabela II.17** - Estimativas dos períodos de permanência de *S. turtur* nas áreas de estudo de acordo com os dados de 1993 a 1996 para a Quinta do Freixo e de 2003 e 2004 para as restantes. \* ano em que Agosto não foi monitorizado.

Área de estudo	Data de Chegada	Permanência (dias)	Evidência de defesa de território (dias)
Angueira (2003)	1 Maio	135	100
Angueira (2004)	1 Maio	122	98
Cambas (2003)	4 Abril	145	120
Vermelha (2004)	20 Abril	150	120
H. Pinheiro (2003)	8 Abril	160	120
H. Pinheiro (2004)	13 Abril	160	110
Amareleja (2003)	24 Abril	135	90
Q. <sup>ta</sup> do Freixo (1993)	16 Abril	160	90*
Q. <sup>ta</sup> do Freixo (1994)	6 Abril	165	110
Q. <sup>ta</sup> do Freixo (1995)	15 Abril	160	100
Q. <sup>ta</sup> do Freixo (1996)	14 Abril	160	120

A migração outonal desencadeou-se em Agosto, mas as aves mantiveram-se em qualquer uma das áreas até Setembro. De acordo com os dados recolhidos nas diversas áreas de estudo, o período de permanência variou entre 122 dias e 160 dias, não apresentando diferenças assinaláveis entre os anos para a mesma região. Nas áreas do interior do país (Miranda do Douro e Amareleja) o período de permanência e o de defesa

do território foram menores do que nas outras áreas prospectadas.

A defesa de território (indiciada por actividade vocal, nomeadamente) foi observada entre Abril e finais de Julho, na maioria dos locais. Em 2004 registaram-se machos a arrulhar até meados de Agosto na área de estudo da Vermelha (Ribatejo e Oeste), com evidências de tentativas de reprodução reportadas ainda a 17 de Agosto. A actividade canora também se registou em Agosto de 2004 em Angueira (Miranda do Douro) e na Quinta do Freixo (Algarve) durante todos os anos de estudo (1993 a 1996). O período em que se constatou defesa de território de nidificação e evidências de reprodução foi cerca de trinta dias inferior ao de permanência para a maioria das áreas estudadas.

### 3.3.2. Densidade reprodutora

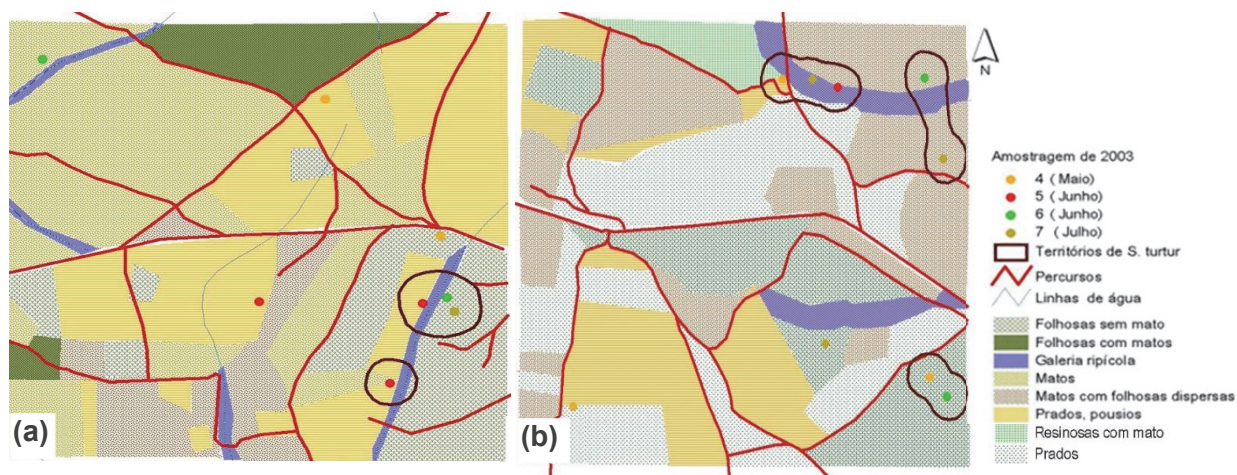
#### 3.3.2.1. Variação espacial

Verificou-se uma grande variação entre áreas de estudo no que diz respeito às densidades da rola-brava e ao número de territórios identificados (Tabela II.18). As Figuras II.24 a II.30 localizam os contactos (sem indicação dos simultâneos em cada visita) e a delimitação dos territórios.

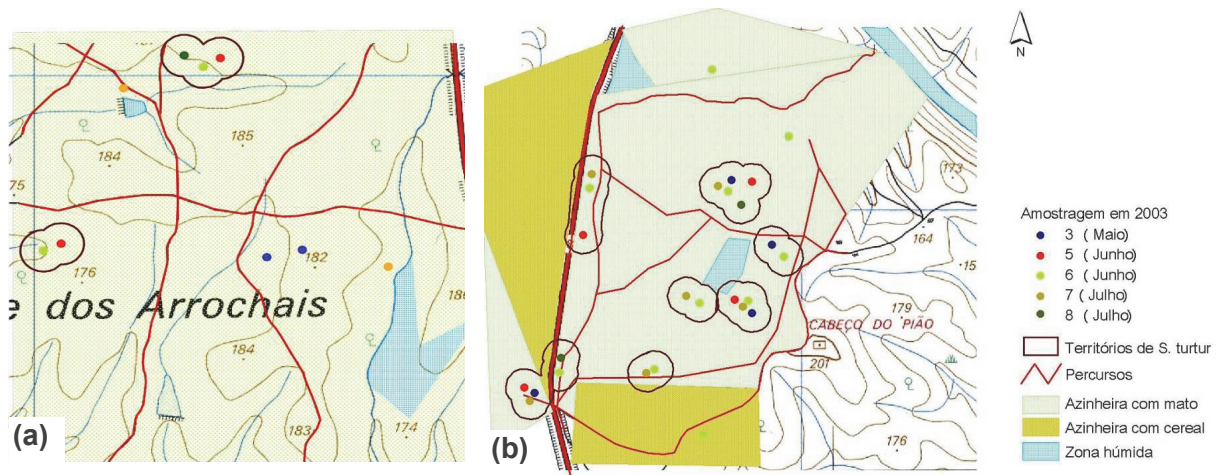
Em Angueira (Miranda do Douro, Trás-os-Montes), apesar de, durante as amostragens de 2002, se ter registado ali o maior número de contactos com *Streptopelia turtur*, estes decresceram nos anos seguintes (cf. 2.3.1, gráfico da figura II.4) e, de certo modo, isso repercutiu-se nos exíguos contactos para identificação de territórios, verificados em 2003 e 2004 (Figura II. 24). As restantes regiões apresentaram no conjunto maiores valores mas também maior variabilidade.

**Tabela II.18** - Número e área (média, erro-padrão e amplitude em ha) dos territórios e densidade de casais identificados nas áreas de estudo em 2003, 2004 e 1993 a 1996.

Área de estudo	Nº Territórios	Densidade de casais (100ha)	Área (ha) do território média (erro padrão)	Min-max (ha)
2003				
Angueira 8	3	3	0,97 (0,15)	0,67-1,12
Angueira 2	2	2	0,65 (0,26)	0,38-0,91
Cambas 2	14	14	0,92 (0,06)	0,57-1,29
Cambas 4	4	4	1,92 (0,30)	0,92-2,32
H. Pinheiro 1	2	2	1,04 (0,07)	0,97-1,11
H. Pinheiro 2	12	12	1,29 (0,09)	0,88-1,91
Amareleja 4	2	2	0,71 (0,12)	0,60-0,84
Amareleja 8	7	7	0,72 (0,10)	0,43-1,02
2004				
Angueira - total	45	1,74	2,27 (0,17)	0,61-4,91
Angueira 8	0	0	na	na
Angueira 2	0	0	na	na
Vermelha	21	3,07	2,49 (0,31)	0,67-6,23
H.Pinheiro - total	72	1,67	1,26 (0,06)	0,15-2,74
H. Pinheiro 1	2	2	1,27 (0,03)	1,22-1,32
H. Pinheiro 2	14	14	1,23 (0,16)	0,33-2,58
1993-1996				
Q. Freixo 1993	30	2,92	1,82(0,04)	1,29-2,25
Q. Freixo 1994	43	3,90	1,81 (0,07)	1,11-2,89
Q. Freixo 1995	36	3,51	2,13 (0,07)	1,36-2,97
Q. Freixo 1996	39	3,80	1,94 (0,04)	1,43-2,55

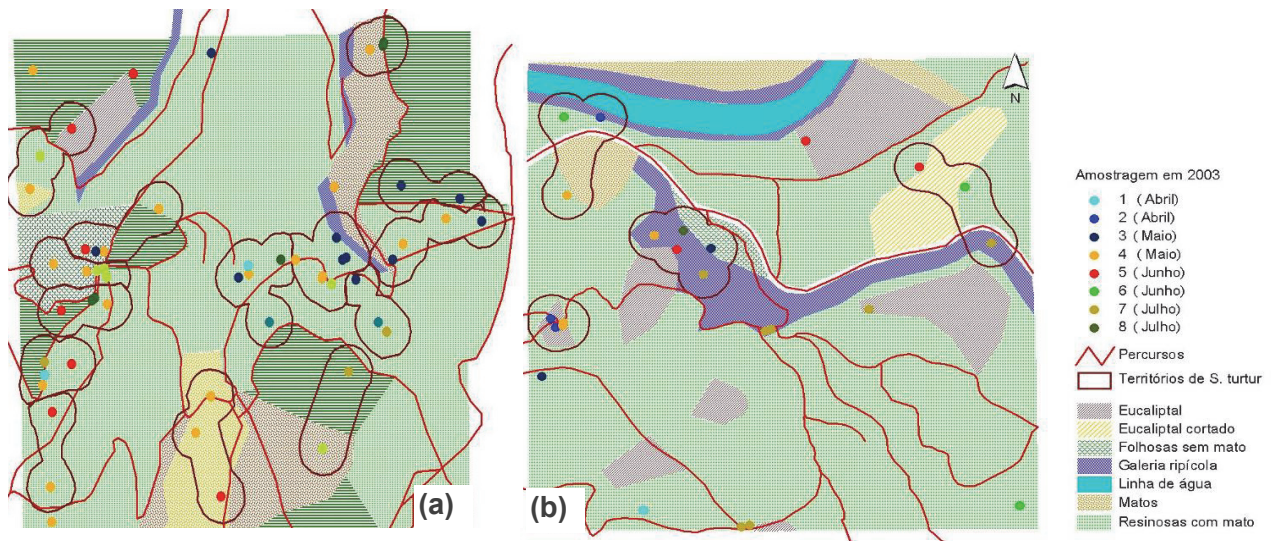
**Figura II.24** - Identificação dos contactos efectuados durante a amostragem de 2003 e delimitação dos territórios de *S. turtur* em Angueira, Miranda do Douro: (a) Angueira 2 e (b) Angueira 8.



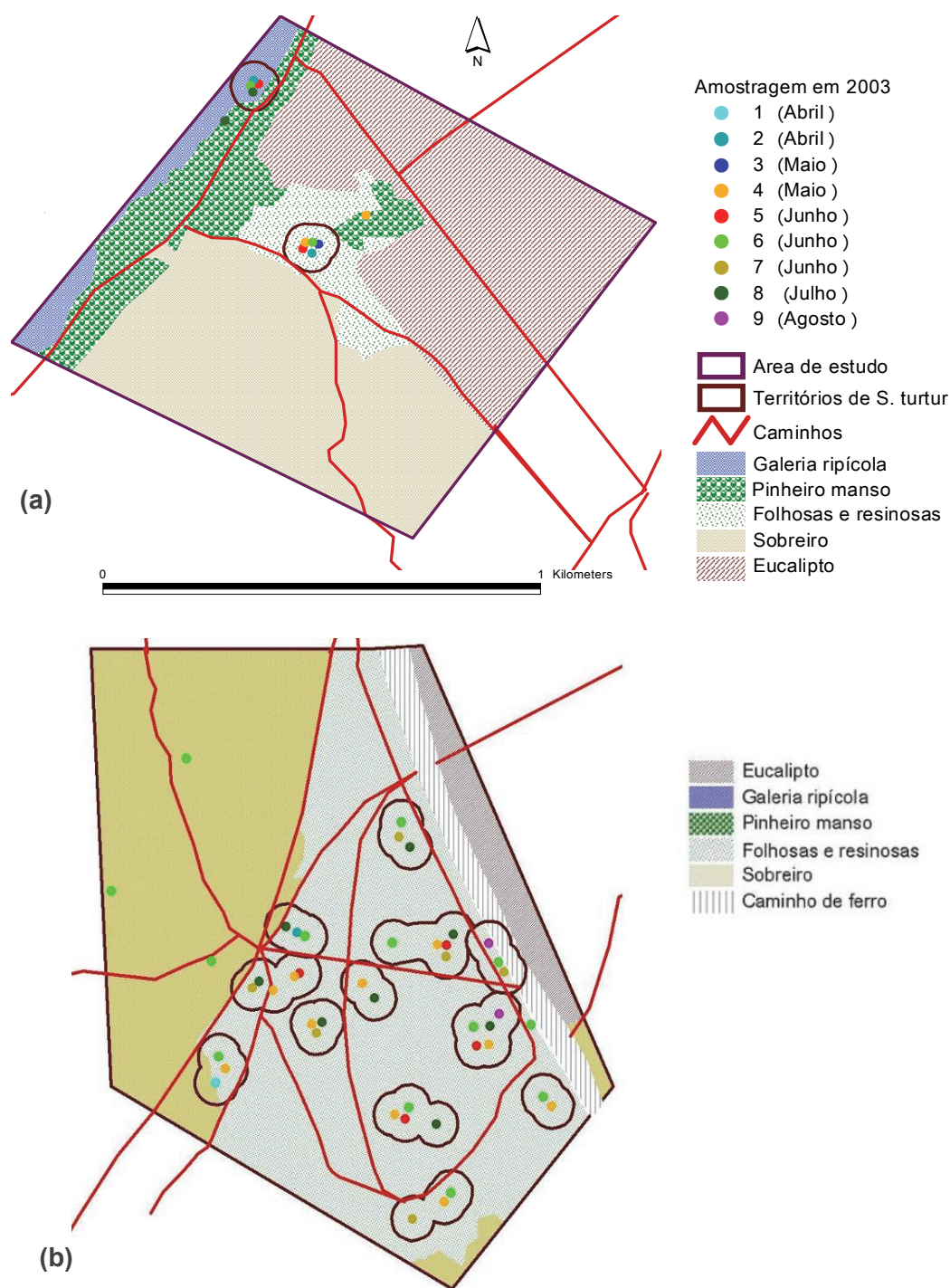


**Figura II.25** - Identificação dos contactos efectuados durante a amostragem de 2003 e delimitação dos territórios de *S. turtur* no Alentejo interior: (a) Amareleja 4 – Monte dos Arrochais e (b) Amareleja 8 – Cabeço do Pião.

Em 2003, a área de Cambas 4, na Beira Interior (Figura II.26) foi aquela que apresentou maior densidade (14 casais/km<sup>2</sup>) seguindo-se a zona de Bempaes (HP 2), na Herdade do Pinheiro (12 casais/km<sup>2</sup>) (Figura II.27). Em 2004 esta última manteve os valores elevados de densidade de casais reprodutores.



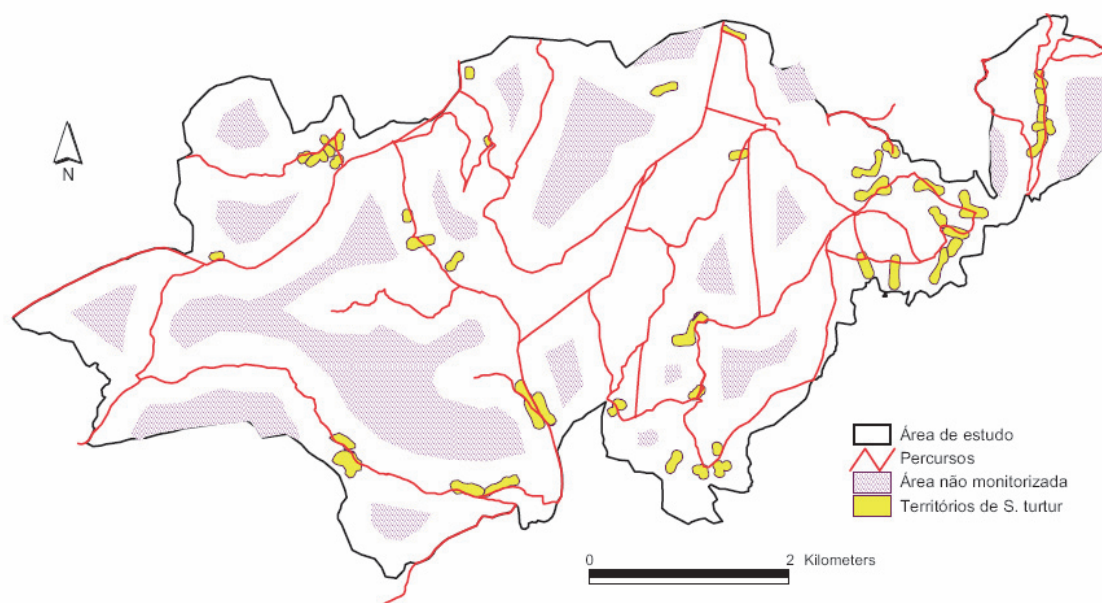
**Figura II.26** - Localização dos contactos efectuados com *S. turtur* durante a amostragem de 2003 e delimitação dos territórios nas duas áreas de estudo da Beira Interior: (a) Oleiros 2 - Ronco de Baixo e (b) Oleiros 4 - Cambas.



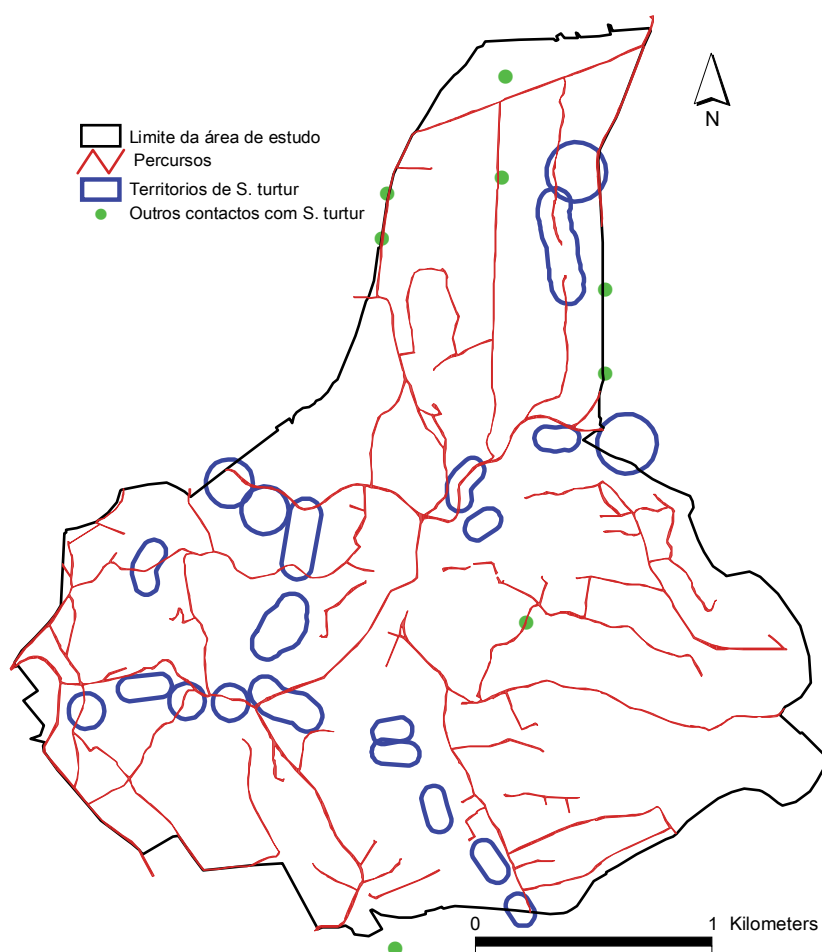
**Figura II. 27** - Identificação dos contactos efectuados durante a amostragem de 2003 e delimitação dos territórios de *S. turtur* nas duas áreas de estudo no Alentejo litoral: (a) Herdade do Pinheiro 1 e (b) Herdade do Pinheiro 2 – Bempaes.

A monitorização da população reprodutora de rola-brava em áreas de maior dimensão evidenciou uma distribuição muito heterogénea dos territórios, com locais densamente ocupados por oposição a outros onde a espécie não se instalou (Figuras II. 28 a II. 30). Este resultado foi evidente em qualquer das áreas e dos anos amostrados.



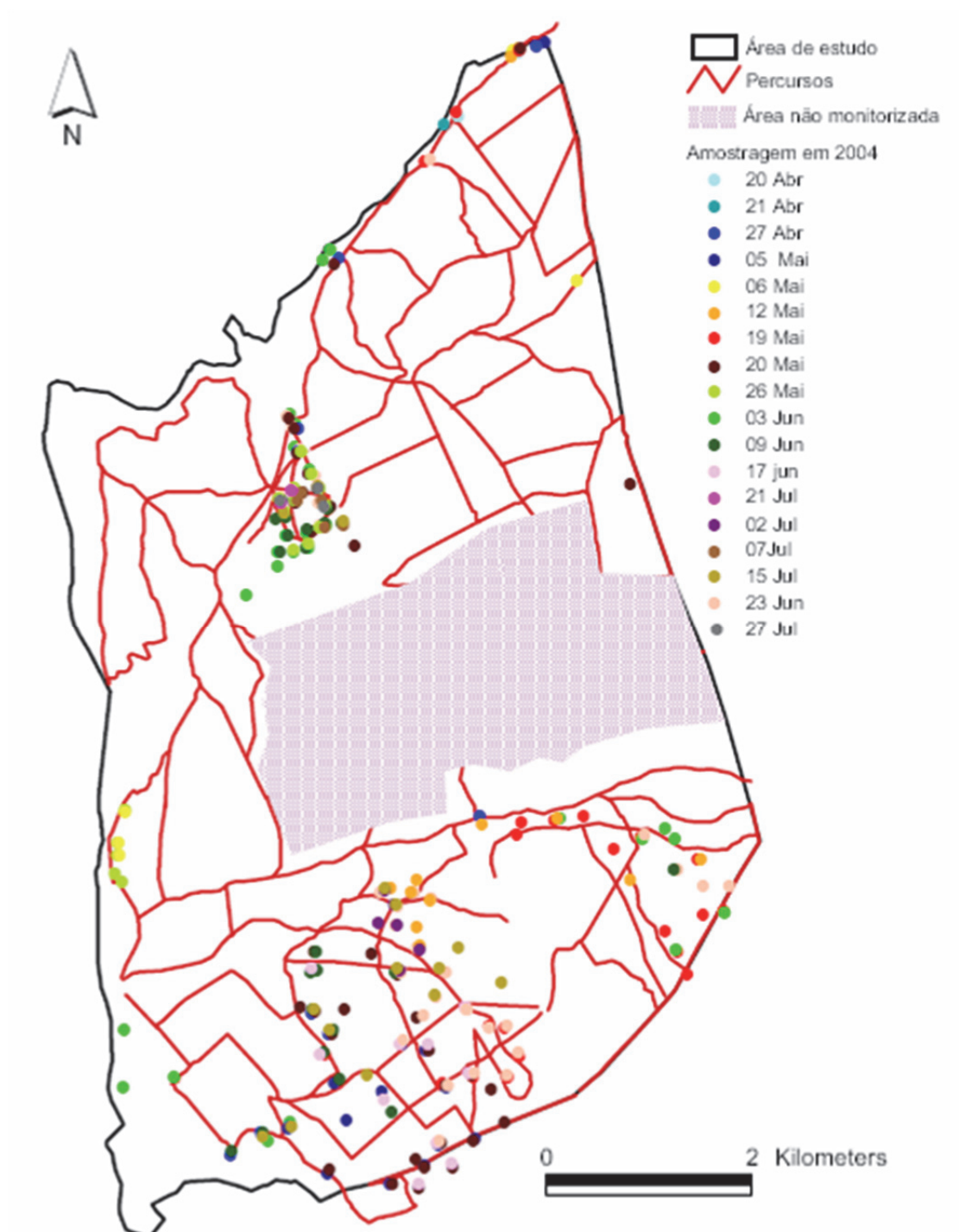


**Figura II.28** - Localização dos territórios de *S. turtur* (n=45) na área de estudo de Trás-os-Montes, Miranda do Douro – S. Martinho de Angueira, em 2004.



**Figura II.29** - Identificação dos contactos efectuados durante a amostragem de 2004 e delimitação dos territórios de *S. turtur* na área de estudo da Vermelha (Bombarral).





**Figura II.30** - Identificação dos contactos efectuados durante a amostragem de 2004 para delimitação dos territórios de *S. turtur* na área de estudo da Herdade do Pinheiro (Alentejo litoral).

### 3.3.2.2. Variação inter-anual

A variação inter-anual da densidade foi analisada nas áreas de estudo comparáveis (Herdade do Pinheiro e Miranda do Douro) entre 2003 e 2004 e também na Quinta do Freixo entre 1993 e 1996. No Nordeste Transmontano não foram delimitados territórios em 2004 nas áreas que tinham sido monitorizadas em 2003, apesar da identificação de alguns contactos com a espécie em estudo (Tabela II.18). Já na Herdade do Pinheiro, verificou-se um ligeiro incremento não significativo ( $\chi^2 = 0,76$ ; n.s.) no número de casais observado em 2004 relativamente a 2003 (Figura II.31). Na Quinta do Freixo a densidade de casais identificados variou entre 30 em 1993 e 43 em 1995, não se constatando uma diferença significativa entre os anos estudados ( $\chi^2_3 = 2,39$ ; n.s.).

### 3.3.3. Dimensão e localização dos territórios

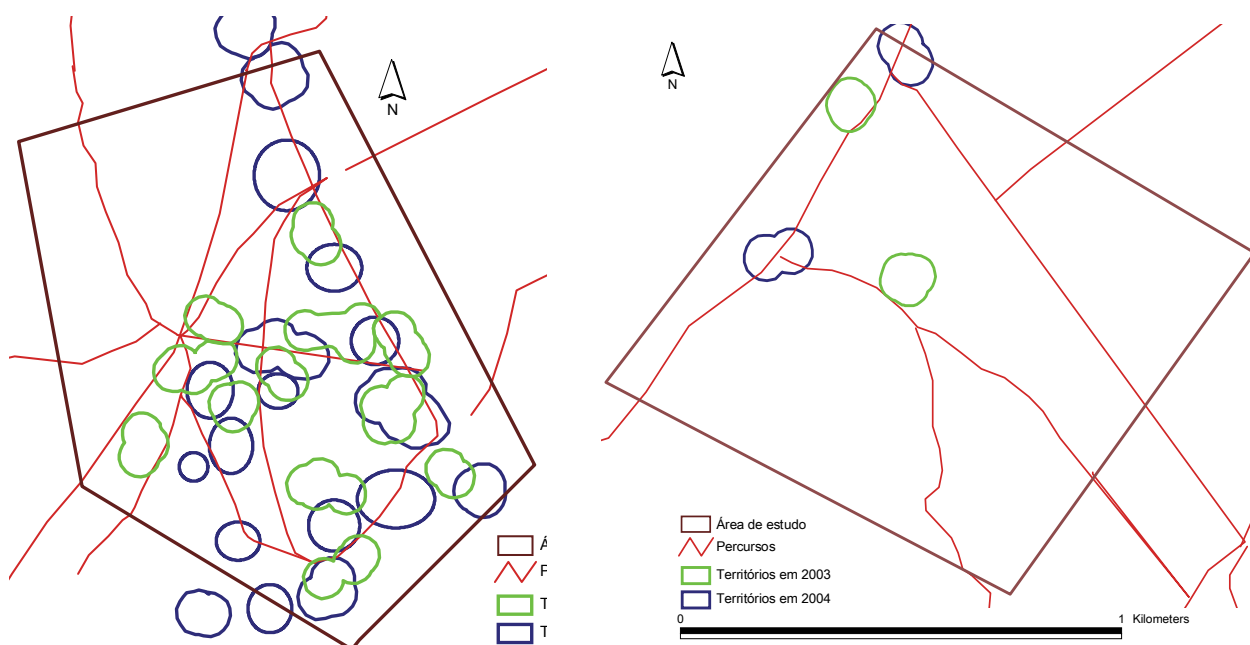
A dimensão dos territórios variou entre 0,38 e 4,91 ha (ambos os extremos em Angueira, na região de Trás-os-Montes). A maioria dos territórios ronda um hectare, havendo diferenças significativas (teste de Kruskal Wallis,  $\chi^2_3 = 13,16$ ;  $p = 0,004$ ) entre as áreas analisadas em 2003 (média, erro-padrão e amplitude na tabela II.18). Os territórios de maior dimensão ocorreram em Cambas (Oleiros), em particular na área de estudo onde eles foram menos abundantes (Ronco de Baixo). Relativamente aos dados de 2004, os territórios da Herdade do Pinheiro apresentaram áreas significativamente inferiores quando comparados com os encontrados na Vermelha ou no nordeste transmontano (teste de Kruskal-Wallis,  $\chi^2_2 = 41,66$ ;  $p > 0,001$ ). Os valores encontrados para a região de Angueira, Miranda do Douro são semelhantes aos encontrados para a Vermelha (teste de associação *post-hoc* de Games-Howell,  $p = 0,79$ ), espelhando as situações em que os territórios se estendem ao longo de caminhos e linhas de água, tornando-os mais longilíneos.

Na Herdade do Pinheiro, a dimensão dos territórios não variou significativamente entre os anos nas duas áreas monitorizadas (Teste de Wilcoxon,  $Z_{14} = -0,72$ ; n.s.). Já para a Quinta do Freixo, verificaram-se diferenças inter-anuais significativas ( $F_{3,148} = 6,43$ ,  $p < 0,001$ ), com as maiores áreas reportadas aos territórios em 1995, comparativamente com os restantes anos (teste de associação de Scheffé,  $p = 0,04$ ). Tanto na Quinta do Freixo como na Herdade do Pinheiro verificou-se uma reduzida variabilidade intra-anual na dimensão dos territórios.

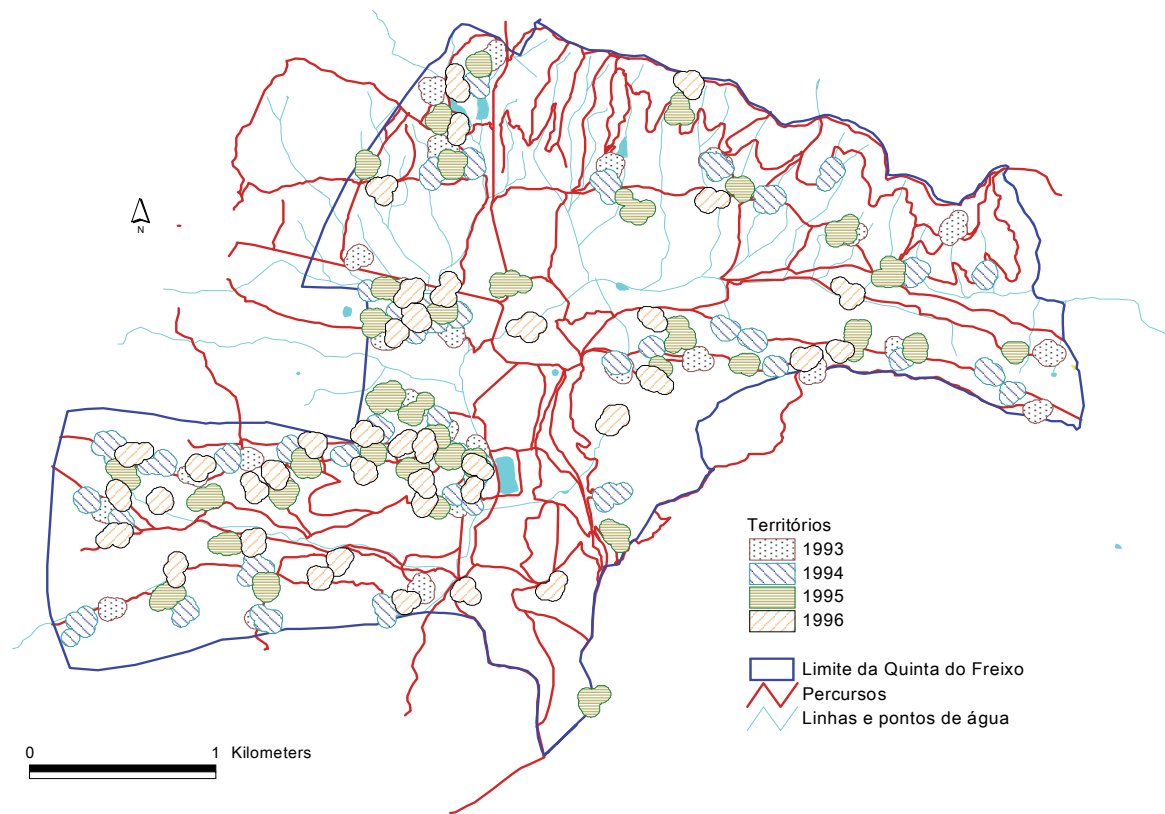
Durante este estudo não foi possível marcar individualmente os animais monitorizados, o que inviabilizou a confirmação da utilização das mesmas áreas pelos mesmos casais em anos sucessivos. No entanto, apesar dos valores de similaridade na distribuição dos territórios (Tabela II.19 e Figura II.31) pela Herdade do Pinheiro rondarem os 35%, a utilização dos mesmos locais em anos consecutivos é cerca de duas vezes superior ao que seria de esperar se a utilização fosse ao acaso. O mesmo tipo de resultado foi obtido na Quinta do Freixo ao longo dos quatro anos do estudo (Figura II.32).

**Tabela II.19** - Caracterização da similaridade entre as áreas ocupadas pelos territórios de rola-brava na Quinta do Freixo (1993 a 1996) e Herdade do Pinheiro (2003 e 2004). Valores (em %) do Índice de Czekanowski (CZ) na metade superior da tabela e razão entre a frequência de sobreposição observada e a esperada, na metade inferior.

Quinta do Freixo					Herdade do Pinheiro		
Ano	1993	1994	1995	1996	Ano	2003	2004
1993		15,4%	16,5%	10,8%	2003		34,4%
1994	2,6		11,5%	11,1%	2004	1,9	
1995	2,8	1,6		10,3%			
1996	1,8	1,5	1,4				



**Figura II.31** - Localização dos territórios de *S. turtur* delimitados nas duas áreas de estudo no interior da Herdade do Pinheiro durante a época de nidificação de 2003 (a verde) e de 2004 (a azul-escuro).



**Figura II.32** - Localização dos territórios de *S. turtur* delimitados na área de estudo da Quinta do Freixo durante as épocas de nidificação de 1993 a 1996.

### 3.3.4. Composição dos territórios e selecção de habitats de nidificação

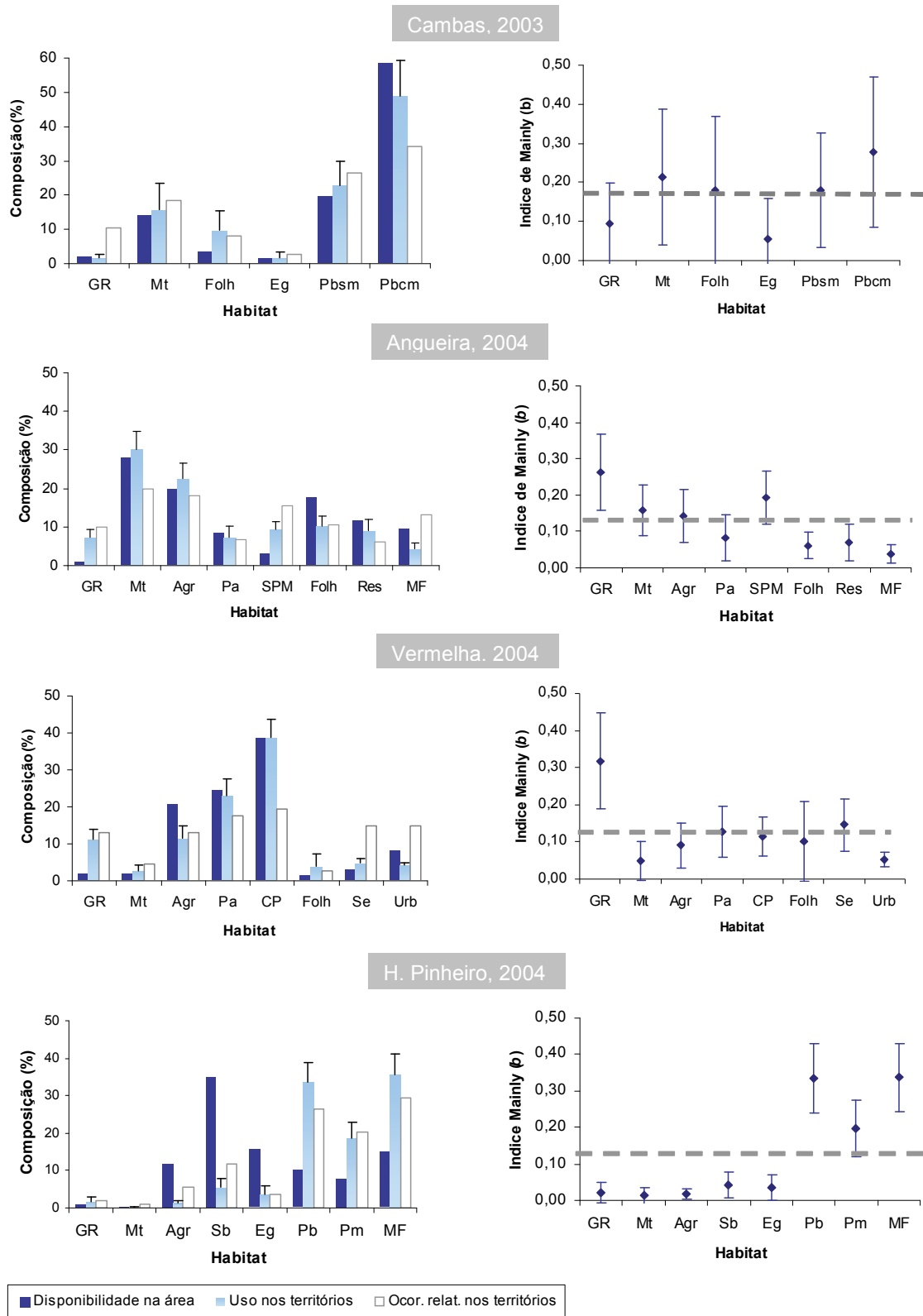
#### 3.3.4.1. Variação espacial

Os resultados do trabalho de monitorização dos casais reprodutores evidenciaram a utilização do estrato arbóreo e arbustivo na determinação dos territórios. A variabilidade no número de territórios ocupados e o facto de se ter optado em 2003 por áreas relativamente homogéneas e típicas de cada região limitou a análise estatística da selecção de habitat nos territórios de nidificação na maioria das zonas amostradas nesse ano. De facto, as áreas de estudo na Amareleja eram constituídas por habitats relativamente homogéneos ao nível das características que se pretendiam recolher. Assim, todos os territórios foram identificados em habitats dominados por montado de azinho com sub-coberto de mato de baixa a média altura (inferior a um metro). A monitorização de habitat dominado por montado de azinho com cereais não revelou qualquer indício de nidificação desta espécie (Figura II.25), podendo dizer-se que este tipo de habitat não foi utilizado.

Atendendo à circunstância de algumas das áreas monitorizadas em 2003 integrarem as áreas de estudo em 2004 (em Miranda do Douro e Herdade do Pinheiro), optou-se por realizar a avaliação da selecção de habitat para Oleiros 2 (Ronco de Baixo), monitorizada em 2003 (cujo número considerável de territórios viabilizava as análises estatísticas) e para as áreas estudadas em 2004.

As áreas de estudo em Cambas (Oleiros), na região da Beira Interior, incluíam uma variedade de habitats em exploração florestal à disposição da rola-brava (*cf.* Figura II.26). Na área Cambas 4 identificaram-se quatro territórios, tendo os contactos sido feitos sempre em formações arbóreas, com predomínio de vegetação ripícola e de coníferas. Para a análise de dados efectuada na área Cambas 2 (Ronco de Baixo) agruparam-se as diferentes classes de matos de modo a evitar comparações com muitos tipos de habitats não usados; também os habitats “eucaliptal cortado” e a “linha de água” foram agrupados na classe “Zonas sem vegetação” e retirados da análise por não terem registado qualquer utilização, sendo considerados os menos seleccionados pela espécie.

Os pinhais, com ou sem mato (Pbcm e Pbsm respectivamente) foram os habitats dominantes, ocorrendo em todos os territórios, enquanto o eucaliptal (Eg) ocorreu apenas num território e os habitats dominados por outras folhosas (Folh), em três. A galeria ripícola (GR), mesmo sendo um habitat com pouca expressão em termos de área ocupada, ocorreu em 29% dos territórios. A análise composicional (em que as proporções dos habitats foram transformadas em *log-rácios* usando os valores das proporções de “matos” como denominador) revelou que a composição dos territórios de nidificação diferiu significativamente do acaso ( $\lambda = 0,25$ ;  $F_{5,9} = 5,56$ ;  $p = 0,013$  ou equivalente a  $\chi^2_6 = 19,41$ ;  $p = 0,004$ ). Os territórios de *S. turtur* continham em média uma proporção mais elevada de outras folhosas, mato e pinhal sem mato relativamente ao disponível (Figura II.32). Os pinhais foram os que tiveram maior utilização (preferência) e também os únicos a apresentar uma diferença significativa ( $p < 0,05$ ) relativamente aos outros habitats (Tabela II.20). De facto, à excepção da relação existente entre estes dois habitats, todas as restantes não revelam diferenças significativas, pese embora a ordenação verificada. Os valores do índice de Manly confirmaram a importância dos pinhais com mato (Pbcm), a ausência de selecção positiva evidente por qualquer um dos outros habitats e o facto do eucaliptal ser significativamente evitado (Figura II.33).



**Figura II.33** - Disponibilidade de habitats e composição dos territórios (média + erro-padrão) de *S. turtur* nas várias áreas de estudo: Cambas 4 (n=14), Angueira (n=45), Vermelha (n=21) e Herdade do Pinheiro (n=72). Probabilidade de selecção de habitat determinada pelo Índice  $\beta$  de Manly (média  $\pm$  95% IC) aplicado ao nível do território. Linha tracejada: não selecção; GR: galeria ripícola; Mt: matos; Agr: agricultura; Folh: folhosas; Eg: eucaliptal; Pbsm: pinhal bravo sem mato; Pbcm: pinhal bravo com mato; Pm: pinhal manso; MF: misto florestal; SPM: sistemas parcelares mistos; Res: resinosas; Pa: pastagens e pousios; CP: culturas permanentes (pomares e vinhas).

**Tabela II.20** - Matriz de ordenação das diferenças dos *log-rácios* (média e erro-padrão), baseada na comparação da composição de habitats nos territórios de *S. turtur*, com a composição da área disponível em Cambas, Oleiros. O sinal positivo (+) indica que o habitat em linha foi usado mais que o habitat em coluna, relativamente à disponibilidade e o sinal negativo (-) significa o oposto. O sinal triplicado indica que a diferença foi significativa com  $p < 0,05$ . A ordem corresponde ao número de selecções relativas.

Habitats	Pbcm	Pbsm	GR	Mt	Folh	Eg	Ordem
<b>Pbcm</b>		+	+++	+	+++	+++	<b>5</b>
<b>Pbsm</b>	-1,01±1,34		+	+	+	+++	<b>4</b>
<b>GR</b>	-2,47±1,11	-1,46±1,41		+	+	+	<b>3</b>
<b>Mt</b>	-2,79±1,53	-1,77±1,54	-0,31±1,01		+	+	<b>2</b>
<b>Folh</b>	-2,92±1,11	-1,91±1,13	-0,45±1,37	-0,14±1,72		+	<b>1</b>
<b>Eg</b>	-3,37±0,81	-2,36±1,06	-0,90±1,00	-0,58±1,06	-0,45±1,16		<b>0</b>

Grupos homogéneos p<0,05

Nas duas áreas monitorizadas em 2003 na região de Angueira no Nordeste Transmontano, foram apenas identificados cinco territórios de nidificação de *S. turtur*, decorrentes de contactos estabelecidos na galeria ripícola ou na sua vizinhança. Os territórios foram assim identificados em zonas de vales dominados por vegetação ripícola e matos ou alternativamente em manchas de folhosas sem matos (cf. Figura II.24). A análise de selecção de habitat na área do Nordeste Transmontano estudada em 2004 envolveu a prévia agregação numa classe (Agr) de todos os habitats derivados de exploração agrícola (culturas anuais, pomares e vinhas); todas as folhosas (Folh) e resinosa (Res) independentemente do seu sub-coberto foram também agrupadas. Incluíram-se as sebes nos sistemas parcelares mistos (SPM) que abrangem, na área, árvores em bordadura de terrenos agricultados e pequenos bosquetes no interior de parcelas agrícolas. As infra-estruturas, áreas urbanas e zonas com pouca vegetação (extração de inertes, áreas florestais recentemente ardidas ou cortadas), que eram muito pouco representadas na composição do habitat disponível e não integraram os territórios de rola-brava, foram retirados da análise e considerados como os menos seleccionados pela espécie.

Comparativamente ao disponível na área de estudo, os territórios da rola-brava apresentaram em média uma proporção mais elevada de habitats dominados por sistemas parcelares mistos, matos, galeria ripícola e áreas agrícolas e mais baixa de habitats florestais (Figura II.33). As resinosa ocorreram apenas em dois dos 45 territórios, enquanto a galeria ripícola, apesar de ter área reduzida, ocorreu em cerca de



55% dos territórios identificados. Os matos foram os habitats com maior frequência de ocorrência (cerca de 85% nos territórios).

A análise composicional (em que se usou o habitat “matos” como denominador para a transformação em *log-rácio*) confirmou que a composição dos territórios de nidificação diferiu significativamente do acaso ( $\lambda = 0,32$ ;  $F_{7,38} = 11,56$ ;  $p < 0,001$  equivalente a  $\chi^2_8 = 51,41$ ;  $p < 0,001$ ). Nesta área de estudo, os habitats seleccionados positivamente correspondem a sistemas complexos onde se intercalam parcelas agrícolas de culturas anuais, pomares, com bosquetes e sebes; a selecção positiva das galerias ripícolas (com vegetação arbórea e/ou arbustiva) e dos matos, foi também evidenciada em particular pelo índice de Manly (Figura II.33). Estes habitats, de acordo com a matriz de ordenação da selecção (Tabela II.21) não diferem significativamente entre si, mas sim dos habitats de cariz mais florestal ou das áreas estritamente abertas como os pousios e pastagens. Os resultados das duas abordagens confirmam a selecção negativa das manchas florestais que ocorrem sobretudo na zona mais ocidental da área de estudo, salientando-se assim a posição da rola-brava como espécie de ecótono.

**Tabela II.21** - Matriz de ordenação das diferenças, baseada na comparação da composição de habitats nos territórios de *S. turtur*, com a composição da área disponível em Angueira. O sinal positivo (+) indica que o habitat em linha foi usado mais que o habitat em coluna, relativamente à disponibilidade e o sinal negativo (-) significa o oposto. O sinal triplicado indica que a diferença foi significativa com  $p < 0,05$ . A ordem corresponde ao número de selecções relativas.

Habitats	SPM	Mt	GR	Agr	MF	Folh	Pa	Res	Ordem
<b>SPM</b>		+	+	+	+++	+++	+++	+++	7
<b>Mt</b>	-0,06±0,70		+	+	+++	+++	+++	+++	6
<b>GR</b>	-0,22±0,68	-0,16±0,77		+	+	+++	+++	+++	5
<b>Agr</b>	-0,66±0,81	-0,60±0,77	-0,44±0,65		+	+++	+++	+++	4
<b>MF</b>	-2,24±0,59	-2,18±0,64	-2,02±0,63	-1,58±0,72		+	+	+	3
<b>Folh</b>	-3,16±0,65	-3,11±0,65	-2,94±0,74	-2,50±0,77	-0,92±0,65		+	+	2
<b>Pa</b>	-3,38±0,76	-3,33±0,69	-3,16±0,85	-2,72±0,71	-1,15±0,77	-0,22±0,73		+	1
<b>Res</b>	-3,60±0,70	-3,55±0,69	-3,38±0,76	-2,94±0,76	-1,37±0,72	-0,44±0,81	-0,22±0,71		0
Grupos homogêneos <span style="float: right;"><math>p &gt; 0,05</math></span>									

Na área de estudo da Vermelha (Região de Ribatejo e Oeste) dominam os habitats agrícolas, quer como culturas anuais (Agr), quer em permanentes como os pomares e vinhas (CP). Os habitats urbanos, estradas, etc. estão bem representados (Urb). Para o estudo da selecção de habitat, os prados húmidos e juncaais foram agrupados com os pousios (Pa) devido à semelhança de estrutura (dominada pelo estrato herbáceo).

Também as manchas de eucalipto foram agrupadas com a única parcela de sobreiro existente na área, numa classe de folhosas (Folh) e que representa nesta área a fracção florestal.

O eucaliptal e o montado de sobro verificaram-se apenas num dos territórios de *Streptopelia turtur*, enquanto os matos ocorreram em 29% e os restantes habitats estiveram presentes em mais de 50% dos territórios. De acordo com a análise composicional (em que se usou habitat “Sebes” como denominador dos *log-rácios*) a composição dos territórios de *S. turtur* diferiu significativamente do acaso ( $\lambda = 0,41$ ;  $F_{7,14} = 31,26$ ;  $p < 0,001$  equivalente a  $\chi^2_8 = 18,71$ ;  $p = 0,016$ ). Os territórios tiveram, em média, uma proporção mais elevada de galeria ripícola, sebes, manchas de folhosas, matos e pomares e mais baixa de culturas agrícolas, pastagens e áreas urbanas, do que o disponível na área (Figura II. 33).

Os habitats mais seleccionados pela rola-brava na Vermelha como territórios de nidificação foram os pomares, seguindo-se as sebes e a galeria ripícola, que teve maior probabilidade de selecção positiva de acordo com o índice de Manly (Figura II.33). Este índice também apontou para a selecção negativa dos matos (Mt) e das áreas urbanas (Urb), encontrando-se os restantes habitats numa posição intermédia em termos de probabilidade de selecção. Por outro lado, a análise composicional deu maior ênfase às pastagens (Pa), associando-as aos habitats mais seleccionados e colocou os habitats urbanos numa posição intermédia, mas superior aos matos e folhosas, apesar de não se distinguirem estatisticamente (Tabela II. 22).

Na Herdade do Pinheiro (Alentejo, litoral) predominam os habitats florestais, quer em povoamentos puros, quer mistos. Os matos (Mt) são apenas residuais, apesar de ocorrerem como sub-coberto de algumas parcelas de resinosas e de sobreiro. O meio agrícola (Agr) está representado nesta área principalmente por culturas anuais de regadio (arroz, milho). A localização dos territórios identificados em 2003 nesta Herdade reflectiu uma utilização intensa de habitats mistos de folhosas e resinosas onde ocorrem pinheiros bravos e sobreiros com matos baixos no sub-coberto. As manchas de mato em valejos no interior destas áreas foram as mais usadas pela espécie. A vegetação ripícola arbustiva ou arbórea foi também muito usada (cf. Figura II.28). Apesar de se terem identificado alguns contactos em povoamentos de sobreiro puro, não foi possível delimitar qualquer território, indiciando uma selecção negativa deste habitat por parte da espécie comparativamente com outras formações florestais.

**Tabela II.22** - Matriz de ordenação das diferenças, baseada na comparação da composição de habitats nos territórios de *S. turtur*, com a composição da área disponível na Vermelha. O sinal positivo (+) indica que o habitat em linha foi usado mais que o habitat em coluna, relativamente à disponibilidade e o sinal negativo (-) significa o oposto. O sinal triplicado indica que a diferença foi significativa com  $p < 0,05$ . A ordem corresponde ao número de selecções relativas.

Habitats	CP	Se	Pa	GR	Urb	Agr	Mt	Folh	Ordem
<b>CP</b>		+	+	+	+++	+++	+++	+++	7
<b>Se</b>	-0,83±0,51		+	+	+	+++	+++	+++	6
<b>Pa</b>	-1,16±0,64	-0,32±0,75		-	+	+++	+++	+++	4
<b>GR</b>	-0,90±0,72	-0,06±1,00	0,26±1,12		+	+	+++	+	5
<b>Urb</b>	-1,73±0,59	-0,90±0,71	-0,58±0,66	-0,84±1,15		+	+	+++	3
<b>Agr</b>	-3,07±0,80	-2,24±1,05	-1,92±0,86	-2,18±1,30	-1,34±0,90		+	+	2
<b>Mt</b>	-3,62±0,63	-2,79±1,02	-2,46±0,89	-2,72±0,78	-1,88±0,99	-0,55±1,08		+	1
<b>Folh</b>	-3,73±0,62	-2,90±0,69	-2,57±0,75	2,83±1,19	-2,00±0,67	-0,66±0,99	-0,11±0,93		0

Grupos  
homogêneos

$p > 0,05$

Os dados de 72 territórios de nidificação da rola-brava identificados em 2004 confirmaram o indiciado pelas observações de 2003. A composição dos territórios diferiu significativamente do acaso ( $\lambda = 0,13$ ;  $F_{7,65} = 63,94$ ;  $p < 0,001$ , equivalente a  $\chi^2_8 = 148,58$ ;  $p < 0,001$ ). Os territórios de *Streptopelia turtur* continham, em média, uma proporção mais elevada de formações florestais mistas (MF) ou de resinosas (Pb e Pm) e mais baixa de folhosas e parcelas agrícola, relativamente ao disponível na área de estudo (Figura II.33). Quer a análise composicional (em que se usou o habitat MF como o denominador do *log-rácio*) quer o índice de Manly evidenciaram a selecção positiva das parcelas de pinhal e de misto florestal e a selecção negativa das folhosas, aqui representada pelos sobreiros (Sb) e eucaliptos (Eg). Relativamente aos outros habitats, as duas abordagens apontam diferentes intensidades de selecção. O índice de Manly indicou uma clara selecção negativa dos matos (Mt), galeria ripícola (GR) e áreas agrícolas (Agr), enquanto que a matriz de ordenação decorrente da análise composicional classificou os matos (Mt) como o habitat mais positivamente seleccionado pela rola-brava para a instalação dos seus territórios, apesar de residuais na área de estudo. A sua utilização preferencial não difere significativamente dos povoamentos florestais mistos nem das resinosas. Ainda de acordo com esta análise, a vegetação ripícola enquadrava-se numa posição intermédia, não diferenciando significativamente ( $p < 0,05$ ) a sua utilização da dos habitats florestais antes citados, mas sim das folhosas e áreas agrícolas (Tabela II.23).

**Tabela II.23** - Matriz de ordenação das diferenças, baseada na comparação da composição de habitats nos territórios de *S. turtur*, com a composição da área disponível na Herdade do Pinheiro. O sinal positivo (+) indica que o habitat em linha foi usado mais que o habitat em coluna, relativamente à disponibilidade e o sinal negativo (-) significa o oposto. O sinal triplicado indica que a diferença foi significativa com  $p < 0,05$ . A ordem corresponde ao número de selecções relativas.

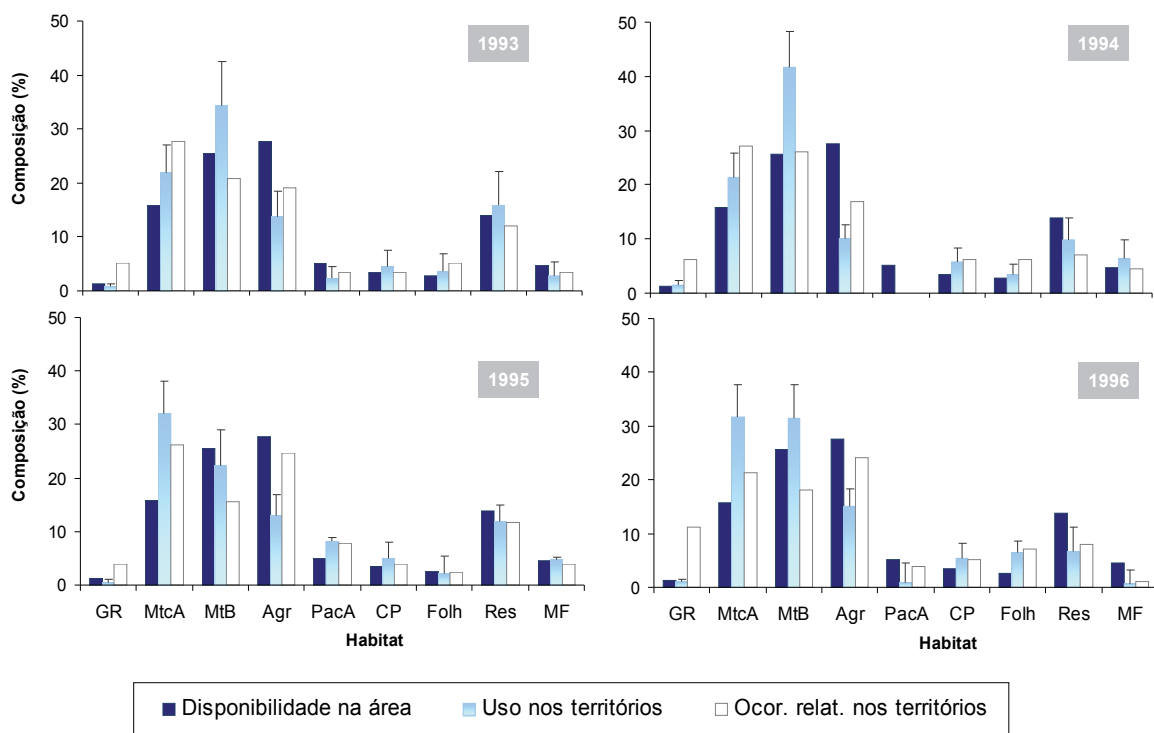
Habitats	Mt	Pb	MF	Pm	GR	Agr	Sb	Eg	Ordem
<b>Mt</b>		+	+	+++	+++	+++	+++	+++	7
<b>Pb</b>	-0,65±0,54		+	+	+	+++	+++	+++	6
<b>MF</b>	-0,74±0,52	-0,09±0,94		+	+	+++	+++	+++	5
<b>Pm</b>	-1,49±0,47	-0,85±0,74	-0,75±0,79		+	+++	+++	+++	4
<b>GR</b>	-1,71±0,19	-1,06±0,56	-0,97±0,56	-0,22±0,46		+++	+++	+++	3
<b>Agr</b>	-3,82±0,24	3,18±0,58	-3,09±0,55	-2,33±0,51	-2,11±0,28		+	+	2
<b>Sb</b>	-4,13±0,36	-3,48±0,66	-3,39±0,60	-2,63±0,59	-2,34±0,38	-0,30±0,31		+	1
<b>Eg</b>	-4,14±0,26	-3,49±0,61	-3,40±0,59	-2,65±0,52	-2,43±0,29	-0,31±0,33	-0,01±0,43		0
<b>Grupos</b>									
<b>Homogéneos</b>									
$p > 0,05$									

Os resultados indicam que os habitats foram seleccionados com probabilidades e prioridades relativas significativamente diferentes, consoante a matriz paisagística onde se inserem. Em paisagens predominantemente agrícolas, as galerias ripícolas foram positivamente seleccionadas pela rola-brava, enquanto que nas de cariz florestal foram evitadas ou preteridas relativamente a outros habitats ( $F_{3,148}=4,38$ ;  $p=0,005$ ; comparação de  $\beta_{\text{Kruskal-Wallis}}=41,61$ ;  $p<0,001$ ). Os matos foram considerados como habitats preferencialmente utilizados nas duas áreas do interior Norte do país e seleccionados negativamente nas áreas do litoral, mais a sul. ( $F_{3,148}=5,96$ ;  $p<0,001$ ; comparação de  $\beta_{\text{Kruskal-Wallis}}=79,96$ ;  $p<0,001$ ). Em termos florestais, os povoamentos de resinosas foram mais seleccionados que as folhosas, em particular quando estas estão representadas por espécies de carvalhos esclerófilos (Sb ou Az) e eucaliptos.

### 3.3.4.2. Variação temporal (Quinta do Freixo)

A variação inter-anual do uso do habitat foi explorada com a informação recolhida na Quinta do Freixo entre 1993 e 1996. A ocupação do solo foi agregada em nove classes, em que Agr reúne as diferentes culturas anuais e Res, os vários povoamentos de resinosas. Desta análise excluíram-se as áreas impermeabilizadas por serem residuais na propriedade e não ocorrerem nos territórios de *Streptopelia turtur*. A análise composicional foi efectuada separadamente para cada ano, tendo-se usado o habitat matos com árvores (MtcA) como denominador para a transformação em *log-rácio*. Em termos globais, a selecção de habitats nos territórios de rola-brava seguiu um padrão

comum nos quatro anos de estudo, não sendo o efeito do ano significativo, quer pela análise composicional ( $\lambda=0,85$ ;  $F_{24,397}=1,01$ ;  $p=0,45$ ), quer pela comparação dos índices de Manly (teste Kruskal-Wallis  $\chi^2_3=7,41$ ;  $p=0,06$ ). No entanto existiram algumas diferenças entre os anos. Para além do facto de em 1994 não terem sido encontrados territórios da rola-brava em parcelas de pastagens com árvores dispersas (PacA), a composição dos territórios diferiu significativamente do acaso em 1993, 1994 e 1996 ( $\lambda_{1993}=0,49$ ;  $F_{8,22}=2,81$ ;  $p=0,03$ ;  $\lambda_{1994}=0,57$ ;  $F_{7,36}=2,92$ ;  $p<0,01$ ;  $\lambda_{1996}=0,23$ ;  $F_{8,31}=12,95$ ;  $p<0,001$ ), mas tal não aconteceu em 1995 ( $\lambda_{1995}=0,67$ ;  $F_{8,28}=1,73$ ;  $p=0,14$  n.s.). Os habitats mais frequentes nos territórios delimitados foram os agrícolas, os matos com árvores dispersas (MtcA) e os matagais esclerófilos densos típicos do barrocal (MtB). No entanto apenas os dois últimos e os pomares de sequeiro (CP) foram, de uma forma consistente, encontrados nos territórios numa proporção em média mais elevada relativamente ao disponível na área de estudo (Figura II.34).



**Figura II.34** - Proporção de habitats disponíveis e utilizados na composição dos territórios (média  $\pm$  erro-padrão) de *S. turtur* na Quinta do Freixo em 1993 ( $n=30$ ), 1994 ( $n=43$ ), 1995 ( $n=36$ ) e 1996 ( $n=39$ ). GR: galeria ripícola; MtcA: matos com árvores; MtB: matos esclerófilos do Barrocal; Agr: agricultura; PacA: pastagens e pousios com folhosas dispersas; CP: culturas permanentes (pomares e vinhas); Folh: folhosas; Res: resinosas; MF: misto florestal.

A ocorrência de galeria ripícola nos territórios é também um aspecto a destacar apesar de estar pouco representada, quer em termos de área utilizada pela espécie quer na área disponível. A análise composicional revelou a importância consistente na

selecção dos territórios dos habitats MtcA, MtB e GR. Os pomares e vinhas (CP) e as folhosas (Folh) assumiram posições intermédias, enquanto os povoamentos de resinosas (Res) e os florestais mistos (MF) foram os menos seleccionados relativamente ao disponível (Tabelas II.24 e 25).

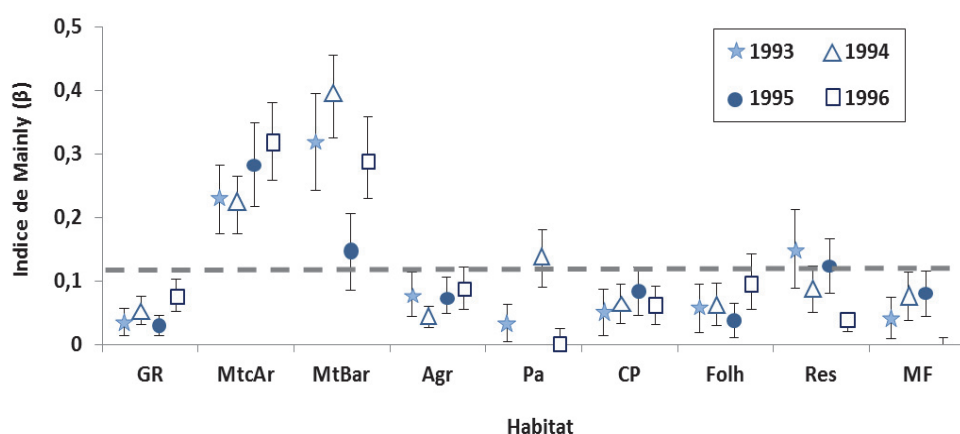
**Tabela II.24** - Matriz de ordenação das diferenças, baseada na comparação da composição de habitats nos territórios de *S. turtur*, com a composição da área disponível na Quinta do Freixo entre 1993 e 1996. O sinal positivo (+) indica que o habitat em linha foi usado mais que o habitat em coluna, relativamente à disponibilidade e o sinal negativo (-) significa o oposto. O sinal triplicado indica que a diferença foi significativa com  $p < 0,05$ . A ordem corresponde ao número de selecções relativas.

Habitats	GR	MtcA	MtB	Agr	PacA	CP	Folh	Res	MF	Ordem
<b>1993</b>										
GR		-	+	+	+++	+++	+	+	+++	7
MtcA	0,99±0,89		+	+++	+++	+++	+	+	+++	8
MtB	-0,18±0,99	-1,17±1,15		+	+	+	+	+	+	6
Agr	-1,00±0,68	-1,99±0,94	-0,82±1,35		+	+	-	+	+	4
PacA	-1,69±0,53	-2,68±0,80	-1,51±0,88	-0,69±0,83		-	-	-	-	0
CP	-1,19±0,44	-2,18±0,94	-1,01±0,98	-0,19±0,67	0,50±0,54		-	-	+	2
Folh	-0,80±0,40	-1,79±0,91	-0,63±1,00	0,19±0,65	0,89±0,56	0,39±0,60		+	+	5
Res	-1,09±0,68	-2,08±1,05	-0,91±1,26	-0,09±1,09	0,60±0,74	0,10±0,82	-0,29±0,78		+	3
MF	-1,54±0,55	-2,54±0,75	-1,37±0,96	-0,55±0,76	0,14±0,52	-0,35±0,65	-0,74±0,58	-0,46±0,74		1
<b>1994</b>										
GR		-	-	+++		+++	+	+	+++	5
MtcA	0,72±0,78		+	+++		+++	+++	+++	+++	7
MtB	0,65±0,98	-0,07±0,90		+		+	+	+++	+++	6
Agr	-1,44±0,56	-2,17±0,85	-2,10±1,12			-	-	+	-	1
CP	-0,98±0,34	-1,70±0,78	-1,63±0,91	0,46±0,50			-	+	+	3
Folh	-0,84±0,50	-1,56±0,64	-1,49±0,88	0,60±0,60		0,14±0,57		+++	+	4
Res	-2,08±0,57	-2,81±0,82	-2,74±0,97	-0,64±0,73		-1,10±0,65	-1,24±0,60		-	0
MF	-1,41±0,52	-2,13±0,82	-2,06±0,98	0,04±0,69		-0,42±0,58	-0,56±0,55	0,68±0,58		2
<b>1995</b>										
GR		+++	-	-	+	+	+	+	+++	6
MtcA	-1,67±0,76		+++	+	+++	+++	+++	+++	+++	8
MtB	-0,54±0,79	-2,22±1,09		-	+	+	+	+	+	5
Agr	0,34±0,63	-1,34±0,85	0,88±1,14		+	+	+	+	+++	7
PacA	-0,69±0,57	-2,37±0,91	-0,15±0,98	-1,03±0,90		+	+	+	+	4
CP	-0,72±0,39	-2,39±0,86	-0,17±0,87	-1,05±0,63	-0,02±0,66		+	+	+	3
Folh	-0,79±0,41	-2,46±0,83	-0,24±0,79	-1,12±0,68	-0,09±0,51	-0,07±0,51		+	+	2
Res	-0,89±0,59	-2,57±0,99	-0,35±1,06	-1,23±0,92	-0,2±0,68	-0,18±0,76	-0,1±0,62		+	1
MF	-1,03±0,50	-2,7±0,86	-0,48±0,87	-1,36±0,67	-0,33±0,57	-0,31±0,59	-0,24±0,51	-0,14±0,68		0
<b>1996</b>										
GR		-	+	+	+++	+++	+	+++	+++	7
MtcA	0,39±0,92		+	+	+++	+++	+	+++	+++	8
MtB	-0,66±0,97	-1,05±1,00		-	+++	+	+	+	+++	5
Agr	-0,35±0,64	0,74±0,88	0,31±1,10		+++	+++	+	+++	+++	6
PacA	-2,36±0,48	-2,75±0,83	-1,69±0,81	-2,01±0,64		-	---	+	+	2
CP	-1,60±0,45	-1,98±0,85	-0,93±0,92	-1,25±0,60	0,76±0,54		-	+	+++	3
Folh	-1,12±0,61	-1,51±0,86	-0,46±0,96	-0,77±0,69	1,24±0,43	0,48±0,65		+++	+++	4
Res	-2,45±0,53	-2,84±0,94	-1,79±0,98	-2,1±0,75	-0,09±0,51	-0,85±0,67	-1,33±0,49		+	1
MF	-2,68±0,41	-3,07±0,74	-2,01±0,74	-2,33±0,65	-0,32±0,37	-1,08±0,47	-1,56±0,50	-0,23±0,45		0

**Tabela II. 25** – Habitats ordenados de acordo com a sua preferência relativa (resultado da análise composicional na Tabela II.24) indicando onde a diferença entre ordens é estatisticamente significativa (resultado do teste t e nível de significância  $\alpha=0,05$ )

Ano	Agrupamentos homogêneos de habitats ( $p > 0,05$ )								
	MtcA	GR	MtB	Folh	Res	Agr	CP	MF	PacA
1993									
1994	MtcA	GR	MtB	Folh	CP	Agr	MF	Res	PacA
1995	MtcA	Agr	GR	MtB	PacA	CP	Folh	Res	MF
1996	MtcA	GR	Agr	Folh	MtB	CP	Res	PacA	MF

Os resultados da aplicação do índice de Manly corroboraram a selecção positiva dos povoamentos dominados por matos (MtcA e MtB), mas foram contrastantes aos da análise composicional ao não encontrar evidências de qualquer orientação na selecção das resinosas (não selecção) e indicar uma selecção negativa dos restantes habitats (Figura II.35). O aumento da probabilidade de selecção ao longo dos anos verificado para MtcA, Agr, Folh e GR, foi apenas estatisticamente significativo para este último habitat (teste de Kruskal-Wallis,  $\chi^2_3 = 8,15$ ;  $p=0,04$ ).



**Figura II.35** - Probabilidade de selecção de habitat determinada pelo Índice  $\beta$  de Manly (média  $\pm$  95% IC) aplicado ao nível do território de nidificação de *S. turtur* na Quinta do Freixo entre 1993 e 1996. Linha tracejada: não selecção.



### 3.3.5. Produtividade dos episódios reprodutores

O acompanhamento dos parâmetros reprodutores só foi efectuado na Quinta do Freixo (Algarve) entre 1993 e 1996. Para o total do período de estudo foram encontrados 84 ninhos. Apenas em cerca de metade dos 148 territórios identificados foram encontrados ninhos (variando entre 40% em 1993 e 51% em 1996), mas entre 18% e 35 % destes casos foi possível encontrar mais do que um ninho. Em 1993 e 1994 não foram diferenciados os potenciais episódios reprodutores. Em oito dos 25 casais monitorizados em 1995 não foi possível encontrar o ninho, apesar de se observar a descendência ao longo da época. O mesmo aconteceu para 30% dos casais acompanhados em 1996. Como tal, só foi possível determinar o número de tentativas de nidificação para os anos de 1995 e 1996 em 43 casais. A maioria destes casais fez duas tentativas (58%), 30% fez uma e 12% efectuaram três, o que corresponde ao máximo de tentativas reportadas. Trinta e oito por cento dos casais monitorizados em 1995 e 1996 tiveram duas posturas com sucesso ao longo da época (Tabela II.26). Nestes dois anos, acompanharam-se 48 primeiras posturas que produziram 63 juvenis (produtividade= $1,32 \pm 0,07$ ) e 27 segundas posturas que originaram 42 juvenis (produtividade= $1,56 \pm 0,09$ ). Destes casais, apenas três conseguiram criar quatro jovens; 26% criaram três, 44% criaram dois e 21% criaram um durante toda a época. Também a maioria dos casais monitorizados em 1993 e 1994 (68%) conseguiu criar dois juvenis. Na totalidade da amostra, dois dos casais acompanhados não produziram descendência e um dos casais efectuou três posturas com sucesso (em 1996).

**Tabela II.26** - Produtividade de rola-brava. Dados obtidos na área de estudo da Quinta do Freixo. Média, erro-padrão (amostra), com base nos juvenis contados à saída do ninho.

Ano	Jov./casal	Jov./1ª postura	Jov./2ª postura	Jov/postura
1993	2,06 $\pm$ 0,20 (17)			
1994	1,89 $\pm$ 0,14 (18)			
1995	2,08 $\pm$ 0,17 (25)	1,38 $\pm$ 0,11 (21)	1,53 $\pm$ 0,13 (15)	1,44 $\pm$ 0,08 (36)
1996	1,80 $\pm$ 0,18 (29)	1,26 $\pm$ 0,09 (27)	1,58 $\pm$ 0,15 (12)	1,36 $\pm$ 0,08 (39)
Total	1,94 $\pm$ 0,12 (89)	1,31 $\pm$ 0,07 (48)	1,56 $\pm$ 0,09 (27)	1,40 $\pm$ 0,06 (75)

No conjunto dos quatro anos de estudo na Quinta do Freixo, o sucesso reprodutor variou entre 1,8 e 2,1 jovens voadores por casal, não se verificando diferenças

estatisticamente significativas entre os anos ( $Z=0,29$ ;  $p=0,34$ , n.s.). Os valores ligeiramente inferiores de sucesso reprodutor encontrados para a primeira postura não diferem significativamente dos encontrados para a segunda postura, traduzindo-se num valor médio de  $1,40 (\pm 0,06)$  jovem por postura. Neste período, foram criados 173 juvenis decorrentes de 113 posturas (produtividade= $1,53 \pm 0,07$ ) de 89 casais o que indica uma produtividade real de  $1,94 \pm 0,12$  jovens/casal.

### 3.3.6. Dimensão da postura, período de incubação e de dependência

Nos ninhos onde foi possível contabilizar os ovos ( $n=46$ ), o tamanho médio das posturas foi  $1,93 \pm 0,04$  ovos não se verificando diferenças significativas entre os anos ( $\chi^2_1=0,38$ ;  $p=0,53$ ) nem entre o primeiro e segundo episódio reprodutor ( $\chi^2_1=0,76$ ;  $p=0,38$ ), apesar de haver um maior número de ninhos com apenas um ovo na primeira postura. As posturas com dois ovos foram as mais frequentes em qualquer dos anos, não se tendo encontrado ninhos com três ou quatro ovos.

Para os ninhos em que se conseguiu determinar as datas de emancipação e de eclosão, estimou-se o período de incubação médio em  $13,76 \pm 0,21$  dias (11-16 dias,  $n=29$ ) e o período de dependência entre  $16,60 \pm 0,26$  dias (14 - 21 dias,  $n=37$ ). Não se verificaram diferenças significativas entre primeira e segunda postura nem entre anos. Um dos casais iniciou uma nova tentativa de construção do ninho enquanto os jovens da postura anterior ainda eram alimentados nas imediações do ninho (Q. do Freixo, Julho de 1996.) O tempo médio entre posturas abandonadas foi de  $7 \pm 3$  dias (6-15 dias,  $n=10$ ).

### 3.3.7. Produtividade e sucesso reprodutor

O desfecho da utilização dos ninhos encontrados durante este estudo na Quinta do Freixo pode ser observado na Tabela II.27. Foram considerados ninhos com sucesso aqueles em que se verificou a emancipação de pelo menos um juvenil (Hanane & Maghnouj, 2005; Hanane *et al.*, 2011). Não foram encontradas diferenças significativas entre os anos, relativamente ao número de ninhos que falharam ou que tiveram sucesso ( $\chi^2_1=0,01$ ;  $p>0,05$ ) ou quanto às razões do fracasso ( $\chi^2_4=5,71$ ;  $p>0,05$ ). No conjunto dos anos, os jovens emanciparam-se com sucesso em cerca de 70% dos ninhos monitorizados. Os restantes foram considerados predados ou abandonados. Cerca de 11% dos ninhos foram abandonados antes da postura. Em cerca de 10% dos ninhos a causa do insucesso reprodutor foi desconhecida. Incluem-se nesta classe os ninhos para

os quais não foi possível determinar se o desaparecimento das crias ou dos ovos se devia a verdadeira predação ou a predação após o abandono das ninhadas.

A menor taxa de sobrevivência diária dos ninhos (Tabela II.28) foi estimada, quer para a fase de incubação ( $0,97 \pm 0,02$ ), quer para a fase de dependência, durante a primeira postura de 1995. O facto de se ter observado a sobrevivência da totalidade dos ninhos em algumas fases do período reprodutor inviabilizou a análise integrada das interações ano  $\times$  postura  $\times$  fases.

**Tabela II.27** - Súmula da monitorização dos ninhos (n=84) na área de estudo da Quinta do Freixo (1993-1996).

Ano	1993	1994	1995	1996	Total
Número de ninhos	14	21	24	25	84
Abandonados antes da postura (%)	14,29	14,29	8,33	8,00	10,71
Abandonado depois da postura ovos (%)	0,00	4,76	4,17	4,00	3,57
Ninho predado (%)	0,00	4,76	12,50	4,00	5,95
Indeterminado (%)	14,29	9,52	8,33	8,00	9,52
Com sucesso (%)	71,43	66,67	66,67	76,00	70,24

Em 1996 não se verificaram diferenças significativas entre a primeira e segunda postura nas taxas diárias de sobrevivência dos ninhos, quer para o período de incubação ( $\chi^2_1=3,07$ ; n.s.; D=0,93), quer para o de dependência ( $\chi^2_1=3,07$ ; n.s.; D=0,93) (Tabela II.28). Em 1995, a taxa diária de sobrevivência durante o período de incubação foi menor durante a primeira postura relativamente à segunda. O mesmo não se verificou em 1996 ( $\chi^2_{21}=2,76$ ; n.s.; D=0,92). Já para o período de dependência também não se verificaram diferenças significativas entre 1ª e segunda postura ( $\chi^2_4=2,75$ ; D=0,91; n=18). Englobando a totalidade dos ninhos acompanhados nas duas posturas, também não se verificaram diferenças significativas entre anos nas taxas diárias de sobrevivência para o período de incubação ( $\chi^2_4=3,08$ ; D=1,21; n=44).

**Tabela II. 28** - Taxas de sucesso reprodutor (Método de Mayfield) durante os períodos de incubação e de dependência com base nos ninhos acompanhados ao longo da época de reprodução na Quinta do Freixo entre 1995 e 1996. Estimativas  $\pm$  erro-padrão.

Ano	1995			1996			Total
Postura	1 <sup>a</sup>	2 <sup>a</sup>	Todas	1 <sup>a</sup>	2 <sup>a</sup>	Todas	
Nº de casais			17			17	34
Posturas	14	10	24	12	10	22	47
<b>Período de incubação (14 dias)</b>							
Taxa diária de sobrevivência	0,96 $\pm$ 0,02	1,00 $\pm$ 0,00	0,98 $\pm$ 0,01	0,98 $\pm$ 0,01	0,99 $\pm$ 0,01	0,97 $\pm$ 0,01	0,98 $\pm$ 0,01
Sucesso de incubação (%)	60,8 $\pm$ 18,9	100,0 $\pm$ 0,0	79,8 $\pm$ 9,8	75,6 $\pm$ 17,9	88,8 $\pm$ 11,8	82,4 $\pm$ 10,2	81,0 $\pm$ 6,9
<b>Período de dependência (17 dias)</b>							
Taxa diária de sobrevivência	0,99 $\pm$ 0,01	0,99 $\pm$ 0,01	0,99 $\pm$ 0,01	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	0,99 $\pm$ 0,00
Sucesso de criação (%)	88,9 $\pm$ 11,7	89,5 $\pm$ 10,9	89,2 $\pm$ 7,8	100,0 $\pm$ 0,00	100,0 $\pm$ 0,0	100,0 $\pm$ 0,0	94,6 $\pm$ 3,8
<b>Taxa de sobrevivência total (%)</b>	55,0 $\pm$ 19,2	90,0 $\pm$ 10,7	71,1 $\pm$ 11,3	75,6 $\pm$ 17,9	88,8 $\pm$ 11,8	82,4 $\pm$ 10,2	76,7 $\pm$ 7,5

Relativamente às taxas de sucesso para a totalidade de cada um dos períodos, verificou-se a existência de diferenças significativas entre posturas apenas para o período de incubação de 1995 ( $Z=-2,07$ ;  $p=0,005$ ). Este resultado permitiu estimar uma taxa global de sucesso de nidificação de 81% ( $\pm 6,9\%$ ) durante a incubação e de 94,6% ( $\pm 3,8\%$ ) durante o período de dependência para o conjunto dos anos. Apesar da taxa de sobrevivência ser menor em 1995 ( $Z=0,07$ ;  $p=0,02$ ) e durante o período de incubação, cerca de 76,7% ( $\pm 7,5\%$ ) dos ninhos sobreviveram desde o início da postura até à emancipação das crias (Tabela II.29). A taxa de sobrevivência diária em 1996 foi significativamente menor durante o período de incubação, comparativamente com a estimada durante o período de dependência ( $Z=1,72$ ;  $p<0,05$ ). Em 1995, as diferenças não foram significativas ( $Z=0,75$ ;  $p>0,05$ ).

**Tabela II.29** - Resultado da comparação das taxas de sobrevivência diária nos ninhos entre a primeira e segunda postura em cada período (incubação e dependência) de cada ano (1995 e 1996). Valores do Teste Z e da probabilidade ( $p$ ).

	Incubação	Dependência	Incubação vs. dependência
	1 <sup>a</sup> postura vs. 2 <sup>a</sup> postura	1 <sup>a</sup> postura vs. 2 <sup>a</sup> postura	(total das posturas)
<b>1995</b>	$Z=-2,07$ ; $p=0,005$	$Z=-0,04$ ; $p=0,49$	$Z=0,75$ ; $p=0,23$
<b>1996</b>	$Z=-0,61$ ; $p=0,27$	$Z=0$ ; $p=1$	$Z=1,55$ ; $p=0,06$
<b>1995 vs. 1996</b>	$Z=-0,18$ ; $p=0,43$	$Z=0,96$ ; $p=0,17$	$Z=1,72$ ; $p=0,04$
<b>1995 vs. 1996 (total dos períodos)</b>			$Z=-0,75$ ; $p=0,23$

Para os 43 casais que foram monitorizados desde o início da postura em 1995 e 1996, o tamanho médio da ninhada foi de 1,51 ( $\pm 0,03$ ;  $n=55$ ), não se verificando diferenças entre os anos ( $\chi^2=3,25$ ; n.s.). Também não se verificaram diferenças significativas no número de ninhadas efectuadas durante os anos de estudo ( $F_{1,42}=0,96$ ;  $p=0,33$ ) ou no número de juvenis emancipados ( $F_{1,42}=1,17$ ;  $p=0,29$ ). A perda de um só ovo nas posturas monitorizadas ocorreu em 28% dos casos. A não eclosão de um dos ovos verificou-se principalmente na primeira postura (31%), enquanto o desaparecimento de um dos ovos ocorreu em quatro casos e durante os episódios mais tardios de reprodução (20%). A perda de uma só cria aconteceu em dois casos (4% em 51 ninhadas acompanhadas) assim como a perda das duas crias, e maioritariamente em segundas posturas. O sucesso de eclosão foi menor nas primeiras posturas, apesar da diferença para a segunda postura ser significativa só em 1995 ( $Z= 1,96$ ;  $p<0,05$ ). Já o sucesso de criação, apesar de não variar significativamente entre anos ou posturas teve menores valores nos episódios reprodutores tardios (Tabela II.30).

**Tabela II.30** – Comparação do sucesso reprodutor das posturas encontradas em 1995 e 1996 na Quinta do Freixo, baseado nas estimativas produzidas através do acompanhamento individual do desfecho dos ovos e das ninhadas. Só os casais acompanhados durante toda a época reprodutora foram usados para calcular as estimativas de produtividade por casal ( $\pm$  erro-padrão).

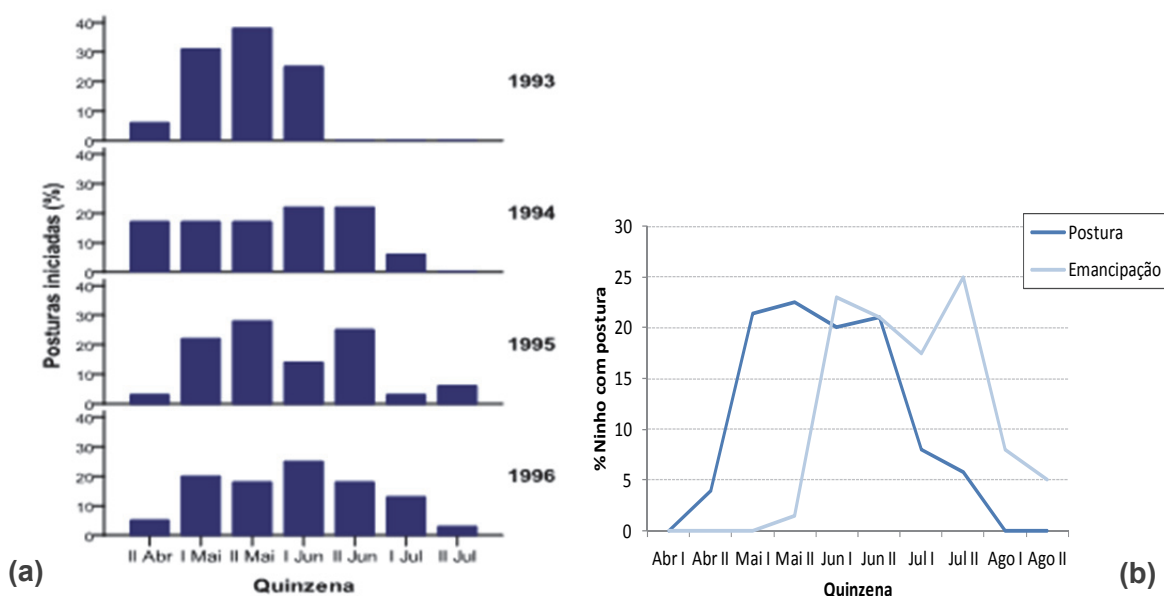
Ano	1995			1996		
Postura	1ª	2ª	Ambas	1ª	2ª	Ambas
Nº de posturas	13	10	23	11	9	20
Nº de ovos	25	20	45	21	18	39
Sucesso de eclosão (%)	64 $\pm$ 11,5	90 $\pm$ 6,6	76 $\pm$ 7,6	71 $\pm$ 10,3	72 $\pm$ 12,1	72 $\pm$ 7,7
Sucesso de criação (%)	88 $\pm$ 12,2	83 $\pm$ 10,6	85 $\pm$ 7,9	100 $\pm$ 0,9	92 $\pm$ 6,3	96 $\pm$ 2,7
Sucesso reprodutor (%)	56 $\pm$ 11,6	75 $\pm$ 11,2	64 $\pm$ 8,1	71 $\pm$ 10,3	67 $\pm$ 11,7	69 $\pm$ 7,6

O sucesso reprodutor calculado com a informação sobre o desfecho dos ovos apresentou valores inferiores (cerca de 10%) aos obtidos com a informação de cada ninho. Estes dois parâmetros seguem no entanto o mesmo padrão, com 1995 a apresentar taxas de sucesso inferior a 1996, sem diferirem estatisticamente. De acordo com o acompanhamento destes ninhos, a produção média por casal foi de  $1,68 \pm 0,78$  posturas e  $2,14 \pm 0,13$  juvenis (cf. Tabela II.26). A produtividade por casal assim obtida é superior à verificada com a contagem directa dos juvenis saídos do ninho, considerando a totalidade dos casais ( $1,94 \pm 0,12$ ).

### 3.3.8 Cronologia reprodutiva

A avaliação da cronologia reprodutiva foi feita com base na informação obtida com o acompanhamento dos casais, respectivas posturas e o registo das datas de saída do ninho por parte dos juvenis. Este último parâmetro permitiu, por retro-cálculo (menos 33 dias), estimar as datas de postura. Devido à informação necessária para o estudo da cronologia reprodutiva, este parâmetro foi estimado com maior detalhe na área de estudo do Algarve (Quinta do Freixo), já que a dificuldade em encontrar os ninhos e detectar os juvenis recém-emancipados nas áreas de estudo de 2003 e 2004 inviabilizou o acompanhamento das diferentes fases da nidificação.

Em qualquer dos anos de estudo na Quinta do Freixo, a rola-brava iniciou o período de postura no fim de Abril (Figura II.36). De acordo com os dados obtidos, as últimas posturas ocorreram no fim de Julho (em 1993 não foi possível determinar a conclusão da postura). A frequência das posturas ao longo das quinzenas foi relativamente heterogénea, sem no entanto se verificarem diferenças estatisticamente significativas no seu padrão ao longo dos anos. Em 1993 e 1995, o primeiro pico de ocorrências foi na segunda quinzena de Maio. Em 1994 e 1996, o maior número de posturas parece ter ocorrido mais tardiamente (segunda quinzena de Junho). A presença de dois picos de postura foi evidente nos dois últimos anos de estudo, em particular em 1995. Durante estes anos, 8% dos juvenis produzidos (relativos a 5% das posturas) só abandonaram o ninho após 15 de Agosto, isto é, durante a época de caça.



**Figura II.36** – Cronologia da postura e da saída do ninho dos juvenis de rola-brava: (a) resultados anuais obtidos na área de estudo de Quinta do Freixo (n=48 posturas) entre 1993 e 1996; (b) evolução das frequências de ninhos com postura e com jovens emancipados para o total da amostra.

### 3.4. Discussão e conclusões

#### 3.4.1. Cronologia migratória e reprodutora

De acordo com Fontoura (2004), a entrada da rola-brava no país pode fazer-se de forma desfasada. Quando as condições o permitem, as rolas permanecem em regiões mais a sul onde pode ocorrer um episódio reprodutivo e mais tardiamente migram para Norte para uma segunda postura (Santos-Júnior, 1981; El Mastour, 1988). As observações em Abril que correspondem à chegada dos efectivos migradores de rola-brava a Portugal, enquadram-se no referido por outros estudos para Portugal e para a Península Ibérica (Murton, 1968; Fontoura & Dias, 1995; Rocha & Hidalgo, 2002; Fontoura, 2004; Feith, 2013; Tomillo, 2013) e corroboram os resultados do Capítulo 2. As monitorizações de alguns exemplares desta espécie com recurso a detecção remota (Eraud *et al.*, 2013; Eraud & Lormé, 2015) confirmam a utilização do Sul de Portugal como área de passagem, em particular na rota para países mais setentrionais. O resultado da análise efectuada no presente capítulo sugere um ligeiro desfasamento da instalação dos casais reprodutores entre o Norte e o Sul do país, com a instalação dos casais no Norte a fazer-se cerca de 2 semanas mais tarde. Estes resultados são concordantes com o gradiente S-N de ocupação do território espanhol (Usuraga, 2001; Tomillo, 2013). O período de permanência da espécie no território (122-166 dias) durante o período de estudo também foi semelhante ao reportado por outros autores para a região mediterrânica (Fontoura, 1996; Rocha & Hidalgo, 2002).

A evolução da abundância regional ao longo da época foi já abordada no capítulo anterior. Esta informação sugeriu algumas diferenças de padrão, com a ausência de máximos no Alentejo, por oposição ao que se passa no Norte do país ou o prolongamento da época de reprodução por Agosto, com magnitude diferenciada.

Verificou-se uma grande variação no número de casais reprodutores entre áreas de estudo, algumas onde a monitorização não revelou a instalação de qualquer casal e outras com 14 casais/ha (em Cambas, Oleiros). Esta variação reflete o padrão de abundância da população nidificante registado a nível nacional (Capítulos 1 e 2): as maiores densidades ocorreram nas florestas do centro e norte do país e as menores densidades nas áreas florestadas abertas do Alentejo interior. Os valores obtidos enquadram-se na variabilidade referida para outras regiões da Europa, mas são menores que os assinalados para alguns habitats de Portugal e norte de África (Tabela II.31). As áreas dos territórios dos casais reprodutores acompanhados variou entre 0,65 ha e 2,49 ha, valores que também se enquadram no reportado por outros autores (Browne & Aebischer, 2003, 2005). Os territórios de maiores dimensões ocorreram em paisagens com estruturas lineares ripícolas e pomares em linha, consideradas como um dos



habitats preferenciais da espécie (e.g., Aubineau *et al.*, 1998; Browne & Aebischer, 2003, 2004; Hanane & Baâmal, 2011; Dunn *et al.*, 2015). A importância desta estrutura foi também identificada como um factor determinante no padrão de distribuição da espécie em Portugal.

**Tabela II.31** - Valores de densidade de casais de *Streptopelia turtur* encontrados noutros estudos abrangendo o corredor ocidental de migração.

País	Densidade (casais/100ha)	Referência
França	2 a 12	Hermant, 1993
Holanda	3 a 5	Glutz, 1980 em Fontoura, 2004
Reino Unido	0,5-4,1	Calladine <i>et al.</i> , 1997
Reino Unido	4,1 a 4,6 e 0,3 a 0,5	Browne & Aebischer, 2004
Suíça	20-25	Purroy (1989)
Espanha (Extremadura)	0 a 19,9	Rocha & Hidalgo, 2002
Espanha (Madrid)	5 a 8	Peiró, 1985
Portugal	36	Purroy (1989)
Portugal (Algarve)	6,5 a 31,3	Dias & Fontoura, 1996
Portugal (Nordeste Transmontano)	12-15	Fernandes, 1999
Portugal (Amarante)	9,4 a 31,3	Fontoura, 2004
Argélia	7 a 4 ninhos/ha	Boukhemza-Zemmouri <i>et al.</i> , 2008
Marrocos	28,2 ninhos/ha	Hanane & Maghnouj, 2005
Marrocos	16 a 45 ninhos/ha	Hanane & Baâmal, 2011
Marrocos	23 ninhos/ha	Hanane, 2014

Verificou-se que há correspondência na localização dos territórios de uma época reprodutora para a seguinte, o que sugere a utilização dos mesmos locais em anos consecutivos e uma considerável filopatria, à semelhança do reportado por outros autores. Esta constatação poderá vir a ser confirmada com estudos que envolvam marcação de indivíduos e o seu seguimento nas áreas de nidificação.

### 3.4.2. Selecção de habitat

Os estudos efectuados em áreas seleccionadas resultaram em informação adicional sobre a cronologia reprodutora e migratória, bem como na identificação dos padrões de selecção de habitat de nidificação em cada região. A análise da utilização do habitat efectuada mais em pormenor em áreas representativas de uma realidade paisagística e geográfica diferenciada, veio confirmar os resultados obtidos no capítulo anterior, com a abordagem pontual, a nível nacional. Em áreas essencialmente florestais, as maiores densidades ocorrem nos pinhais ou povoamentos mistos, sendo evitadas as manchas de folhosas puras, em particular as esclerófilas (em montado com cereal) e o eucaliptal. Em áreas dominadas por paisagens em mosaico, as maiores densidades ocorrem em habitats parcelares mistos com agricultura e árvores (pomares e vinhas) mas onde são também importantes as manchas de matos e estruturas lineares como as galerias ripícolas (arbustivas e arbóreas). Mais a sul, os montados são os menos seleccionados, em particular os com sub-coberto intervencionado – cereais e pastagens. As áreas de resinosas (mistas ou puras) e matos foram as mais seleccionadas. As áreas agrícolas, culturas anuais, pastagens e/ou pousios com estrato predominantemente herbáceo, ocorrem nos territórios mas não foram usados para nidificação. A utilização preferencial dos povoamentos de coníferas está de acordo com o constatado no estudo do padrão geral de abundância da espécie (vd. Capítulo 1). A importância do mato no sub-coberto florestal pode estar relacionada com o fornecimento de abrigo contra predadores, mais do que como locais de instalação dos ninhos. Apesar de não haver informação suficiente para executar a análise composicional no interior dos territórios a uma escala mais detalhada, verificou-se que a maioria dos contactos que originaram os territórios ocorreram nas orlas das formações arbóreas ou na bordadura de parcelas de cultura, o que originou que uma importante fracção dos territórios incluísse habitats como os pousios ou pastagens, que eventualmente são úteis como locais de alimentação na proximidade de locais de nidificação, mas não constituem locais de colocação dos ninhos.

À escala local, assumem particular importância os habitats pouco representados em área como as sebes, as galerias ripícolas e as linhas de árvores que bordejam caminhos ou pequenos bosquetes. Estes resultados corroboram os obtidos em França e Inglaterra, para áreas onde normalmente domina a agricultura e onde a disponibilidade do suporte arbóreo para a instalação dos ninhos parece ser limitante (Hermant & Frochot, 1997; Aubineau *et al.*, 1998; Browne & Aebischer, 2004; Browne *et al.*, 2005). Para Espanha, Rocha & Hidalgo (2002) atribuem a não relevância para a nidificação da espécie dos habitats ripícolas, lineares e pequenos bosques, em áreas dominadas por montados

(*dehesas*), ao facto de ali existir grande disponibilidade de locais para instalação de ninhos. Curiosamente, no caso da Herdade do Pinheiro, onde foi possível efectuar uma análise de algumas características dos ninhos e estruturas de suporte, verificou-se que a maioria estava em sobreiros no interior de povoamentos florestais mistos de resinosas e folhosas. Constatou-se que os pinheiros e eucaliptos podem ser usados como pousos preferenciais para o canto e as acções de cortejamento, enquanto que a instalação dos ninhos se faz em estruturas vegetais mais baixas ou em sub-coberto, não muito longe dos locais de canto. Estes resultados são concordantes com o referido por outros autores para sistemas florestais semelhantes (Dias & Fontoura, 1999; Fernandes, 1999; Valente, 2005).

### 3.4.3. Parâmetros reprodutores

A monitorização dos casais reprodutores efectuada na Quinta do Freixo (Algarve) durante quatro anos permitiu confirmar a ocorrência de segundas posturas e cerca de 12 % de tentativas de terceiras posturas. A maior parte dos casais conseguiu criar com sucesso dois juvenis. O sucesso reprodutor variou entre 1,8 e 2,1, não tendo sido encontradas diferenças inter-anuais nestes parâmetros reprodutores. Os resultados enquadram-se nos obtidos por outros autores (e.g., Fontoura, 2004; Hanane & Maghnouj, 2005), no que diz respeito à eclosão e sucesso reprodutor. Valores desta ordem de grandeza sugerem que, na melhor das hipóteses, o recrutamento será suficiente para manter a população (Hill, 1992), o que pode ser preocupante para a sobrevivência da espécie. No entanto, os dados analisados neste capítulo foram pontuais, sendo de todo o interesse investigar até que ponto espelham a situação a nível nacional e se mantêm face às alterações climáticas e de alterações de habitat.

O sucesso reprodutor avaliado neste estudo pelo número de jovens voadores por postura e por casal, revelou valores não consentâneos com um aumento robusto da população reprodutora. Aquele parâmetro parece ser fortemente influenciado pela susceptibilidade a qualquer tipo de perturbação, pelo clima e pelo período de permanência do casal na área. Rocha & Hidalgo (2002) referem que as perdas resultam principalmente do abandono, o que evidencia a grande susceptibilidade desta espécie a qualquer tipo de perturbação que conduza ao abandono da ninhada (Hanane, 2014). Outras causas poderão ser a predação ou condições climáticas adversas, como ventos fortes que derrubam os ovos em ninhos frágeis como são tipicamente os das rola-bravas (Peiró, 1990; Browne & Aebischer, 2005; Hanane, 2015). No presente estudo, em que as amostragens foram em áreas de caça, a destruição dos ninhos por causas humanas foi negligenciável, já que as áreas são vigiadas e a espécie protegida devido ao interesse

cinagético. O abandono do ninho, devido a causas naturais na fase inicial de acasalamento, foi constatado nas áreas de Angueira e na Herdade do Pinheiro.

O presente estudo confirma a ocorrência de segundas posturas, também referida noutros estudos sobre a espécie. (e.g., Peiró, 1990; Fontoura, 2004). Este aspecto potencia um aumento no recrutamento e na taxa de sobrevivência da espécie a médio-longo prazo. Rocha & Hidalgo (2002) referem para a Extremadura a 15 Agosto de 1997 cerca de 2,7% dos ninhos com crias e 13,5% das crias recém-saídas do ninho e sem condições para efectuar o voo migratório. Murton relatava para os anos 60, cerca de 24% das tentativas de nidificação em Agosto, enquanto em 2004 apenas 5% dessas tentativas foram documentadas (Murton, 1968; Browne & Aebischer, 2004; Browne *et al.*, 2005). Estes dados recolhidos em Inglaterra sugerem que, naquela região, a rola-brava tem actualmente um período reprodutor mais curto, com uma fracção mais reduzida em Agosto e menos tentativas de reprodução. Esta situação acarreta consequências negativas no sucesso reprodutor e na perpetuação ou gestão da espécie a médio prazo. Ou seja, se por um lado é importante que a magnitude da reprodução em Agosto já não seja tão grande para não ser afectada pela caça, por outro lado, ao reduzir-se a produtividade pelo encurtamento do período reprodutor, as reproduções tardias podem ter um papel importante no aumento do número de jovens do ano. Nestas condições, o adiamento por uma semana do início da caça a esta espécie, poderá ser benéfico para a manutenção do recrutamento, à semelhança do preconizado para esta (Dias & Fontoura, 1996a; Rocha & Hidalgo, 2002; Fontoura, 2004) e outras espécies de columbídeos (Garrigues *et al.*, 2003; Miller & Otis, 2010; Schulz *et al.*, 2014).

Os principais resultados deste capítulo permitiram:

- Estimar os períodos de permanência, densidades e dimensões dos territórios da rola-brava em diferentes regiões do país e verificar a ausência de diferenças inter- anuais significativas destes parâmetros dentro de uma área de estudo;
- Confirmar a existência de alguma concordância entre os padrões de cronologia reprodutiva observados a nível nacional e regional;
- Identificar os habitats seleccionados (positiva e negativamente) nos territórios de nidificação em diferentes contextos paisagísticos e de gestão do meio;
- Confirmar a ocorrência de mais do que uma postura durante o período de nidificação e a ausência de diferenças assinaláveis nos parâmetros reprodutores da espécie em Portugal relativamente a outros países;
- Confirmar a ocorrência de nidificação tardia coincidente com o período cinagético um pouco por todo o país e estimar a sua magnitude para o Algarve para os anos de 1994 a 1996 (cerca 8 % dos jovens nascidos do ano).

# SECÇÃO



## A ROLA-BRAVA EM PERÍODO VENATÓRIO

**CAPÍTULO 4.** Evolução da caça de *Streptopelia turtur* em  
Portugal nas últimas décadas



“- Então as rolinhas caem?”

Ribeiro, Aquilino (1918), *A Via Sinuosa*, página 189

A informação constante deste capítulo foi divulgada na comunicação oral:

Dias, S. & Rego, F. (2011) - *Trends in turtle dove (Streptopelia turtur) bag statistics. Implications for management. In: Puigcerver, M., Teijeiro, J.D., Buner, F. (Eds.) XXXth IUGB Congress (International Union of Game Biologists) and Perdix XIII. 5-9 September, Barcelona, Spain.*

## 4

Evolução da caça de *Streptopelia turtur* em Portugal nas últimas décadas

## 4.1. Introdução

Em Portugal, como em qualquer outro lugar do mundo, a captura de aves sempre fez parte de instintos antigos (milenarios) de caça (Pinho, 1905; Costa, 1963; Almeida, 1994). A rola-brava *Streptopelia turtur*, que devido aos seus instintos migradores se agrupa em locais específicos (Pereira, 1979; Usuraga, 2001), cedo deve ter sido alvo de tentativas de captura, e reconhecida como fonte importante de proteína e gordura, um pouco por toda a sua área de distribuição, e em particular nas rotas de migração (e.g., Boessneck & Driesch, 1980; Elorza, 1990; Hernández Carrasquilla, 1993; Cardoso & Gomes, 1996; Gomes, 2002; Masseti, 2009). Para além do elevado valor gastronómico e medicinal (Santos-Júnior, 1977; Adamson, 2004), esta espécie era considerada um bom alimento para os falcões da caça de alenaria (Gama, 1866; Baeta Neves, 1965; Dias, 1998).

As redes, por vezes com recurso a negaças (Figura III.1), foram durante séculos dos mais usados e regulamentados engenhos para capturar rolas (e.g., Aça, 1883; Baeta Neves, 1980; Normandin, 1999). Com o aparecimento das armas de fogo (Séc. XVI, XVII), a caça passou a ter um carácter mais individual (Rocher, 1979; Ribeiro, 1994) e o recurso à armadilha persistiu em Portugal até meados do séc. XX em algumas regiões do litoral norte, nomeadamente nos concelhos de Vila do Conde (Mindelo), Viana do Castelo e Póvoa do Varzim (Varela Cid, 1963; Santos-Júnior, 1983). Nestas áreas, a captura com redes duplas (*double clap nets*), por vezes adaptadas das redes de pesca e chamarizes (negaças) para capturar rolas-bravas no Outono constituiu uma importante actividade, particularmente para agricultores e pescadores (Dias *et al.*, 1996). Estes roleiros caçavam rolas-bravas entre a segunda quinzena de Agosto e fins de Setembro ou início de Outubro, sendo a sua segunda actividade durante este período (Santos-Júnior, 1988).



A memória colectiva relata que, no início do século XX, houve anos em que se caçavam na quadra outonal 10 a 15 mil rolas-bravas (Santos-Júnior, 1989). No entanto, Pereira (1985) refere que os números de captura variavam bastante e que durante o mês e meio de caça a média geral mal chegava a duas aves por dia nos bons roleiros, apesar de haver dias em que apenas com um puxão da sacadoura (corda de suporte das redes) se apanhavam 50 rolas-bravas (Santos-Júnior, 1977). Esta técnica de captura, tão ou mais antiga que as reportadas para outras áreas costeiras de Itália, Malta e França (Costa, 1963; Rocher, 1979; Bub, 1991; Normandi, 1999) foi proibida em Portugal a partir de meados do séc. XX (Vasconcellos, 1982; Pereira, 1985). No entanto, foi proveitosamente usada para fins científicos de 1953 a 1988 (Dias, 1996), possibilitando a anilhagem de milhares de rolas-bravas, e contribuindo para a criação em 1957 da primeira reserva ornitológica portuguesa no Mindelo (ROM), (Santos-Júnior 1956; Isidoro, 1964).



(a)



(b)

**Figura III.1** – Iluminura<sup>8</sup> medieval sobre a captura de rolas-bravas com redes de puxar e negaça (a rola no centro do bando) enquanto o caçador está escondido na choça (a) e foto do mesmo sistema de redes duplas usado pelos Roleiros do Mindelo (b)<sup>9</sup>.

<sup>8</sup> Extraído de *Tacuinum sanitatis* (BNF Latin 9333), Fol. 67, séc. XV. <http://larsdatter.com/hunting.htm> (acedido em Dezembro, 2013).

<sup>9</sup> Foto extraída de <http://bravosdomindelo.blogspot.pt/2007/10/ainda-h-roleiros.html> (acedida em Dezembro, 2008)

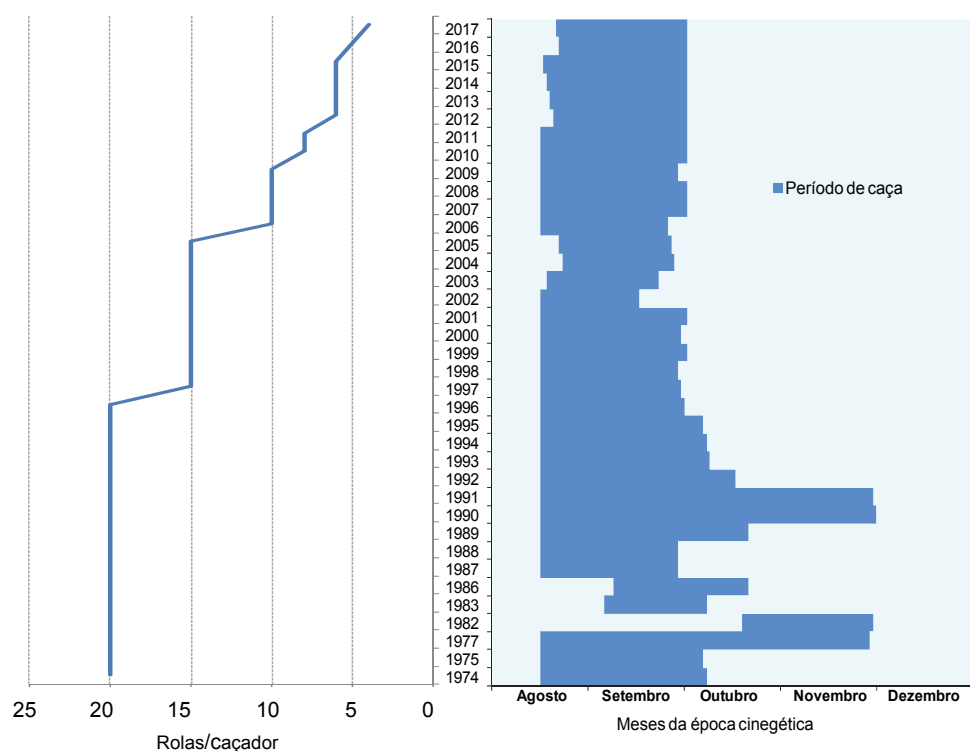
Até às primeiras décadas do séc. XX, a caça, como entidade de características próprias, não era reconhecida, sendo por isso incluída nas regulamentações inerentes ao fomento florestal (Baeta Neves, 1980). No início dos anos 1930, o código de caça permitia que a rola-brava fosse caçada à espera, com ou sem rede, mas sem o auxílio de cão, desde 25 de Agosto (não estipulava uma data de encerramento), numa faixa com dois quilómetros de largura, contados desde a costa, nas regiões venatórias do norte e centro do país (Decreto nº 20199, de 12 de Agosto de 1931). Quatro anos mais tarde, a caça à rola-brava passou a iniciar-se a 1 de Agosto, podendo ser antecipada uma quinzena no Alentejo, nos locais indicados pela gestão concelhia. Durante décadas, a caça a esta espécie manteve-se circunscrita à faixa costeira e à possibilidade de o fazer à espera, usando redes ou caçadeiras. Os períodos venatórios mantiveram-se os mesmos durante anos, bem como a ausência de qualquer limite de peças abatidas por caçador. Do ponto de vista qualitativo, a caça à rola-brava era considerada francamente inferior à dos pombos, embora em quantidade se realizassem por vezes grandes caçadas (Varela Cid, 1963; Santos-Júnior, 1977).

Em Portugal, o reconhecimento da caça como entidade de características próprias só se verificou em 1967 (Decreto-Lei nº 2132 de 26 de Maio 1967 e Decreto Regulamentar nº 47847 de 14 de Agosto de 1967). A partir desta data foi introduzida na lei a possibilidade de criação de coutos de caça e reservas de caça para protecção e fomento das espécies cinegéticas e para fins científicos (Carmo, 2005). Durante a vigência desta lei, até Abril de 1974, a caça à rola-brava, passou a ser permitida a partir de 15 de Agosto mas somente à espera, sem rede, nem cão, nos terrenos para esse efeito delimitados pelas comissões venatórias regionais (Decreto Regulamentar nº 47847 de 14 de Agosto de 1967, Secção V, artigo 73º). A mesma lei não consignava limites máximos de abate por caçador.

A constatação da importância cinegética nas faixas costeiras como biótopos fundamentais na rota de passagem das aves migradoras (de que *Streptopelia turtur* é um dos exemplos mais conhecidos), e de que as práticas venatórias de alguns caçadores estavam a dizimar as espécies cinegéticas pelo seu encurralamento contra a linha de costa, conduziu à publicação desde Outubro de 1969 de legislação visando condicionar a actividade cinegética nas faixas costeiras (com 1 km de largura) com arribas da orla marítima a sul do Tejo.

Na sequência das transformações preconizadas pela revolução de Abril, foi publicado em 1974 um diploma (Decreto-Lei nº 354 – A/74 de 14 de Agosto) que levou à restrição do número de áreas de caça privadas em benefício do terreno livre. A lei de 74 restringia ainda a actividade venatória exclusivamente a domingos, quintas-feiras e dias

de feriado nacionais (artigo 29.º); fixava limites diários máximos de abate por caçador, assegurados pela competente fiscalização (artigos 35.º a 71.º) e assumia como principal garantia do cumprimento da lei a consciência de cada caçador (Pereira, 1993). A partir desta altura, torna-se mais fácil seguir as deliberações nacionais relacionadas com a caça à rola-brava, já que houve uma tentativa de identificar através de legislação anual (portarias e editais) as datas, locais e limites máximos diários de abate por caçador. Pela análise destes parâmetros, sintetizados na figura III.2, verifica-se que a tradição de iniciar a caça à rola-brava em meados de Agosto se tem mantido com algumas excepções justificadas pela debilidade pontual das populações (vd. anos de 1982-83). O período de caça, que inicialmente se estendia até Novembro foi sendo reduzido, tendo estabilizado à volta do mês e meio. O limite de abate diário, que se manteve em 20 rolas-bravas por caçador durante duas décadas tem vindo também a ser reduzido, estando actualmente em seis (Figura III.2).



**Figura III.2** – Limites diários de abate de rola-brava por caçador e períodos de caça anuais, estipulados por legislação específica ao longo dos últimos 43 anos (valores propostos para 2016 e 2017 em edital - Portaria nº 142/2015 de 21 de Maio).

A partir de 1975 as coutadas privadas foram extintas e deram lugar ao terreno livre (Decreto-Lei n.º 407-C/7), permitindo caçar a tiro em zonas do interior do país a partir de 15 de Agosto. A caça em centros de associação juvenil da espécie seria uma das causas

atribuídas por Santos-Júnior (1983) à diminuição da rola-brava na década de 1980. Por esta altura, os jornais noticiavam que em várias regiões alentejanas houve caçadores que num dia chegaram a matar 150, 200, 300 rolas-bravas ou mais (Santos-Júnior, 1983). Nos dez anos seguintes consolidou-se, através de legislação (e.g., Portarias nº 1038/83 de 14 de Dezembro e nº 691/84 de 3 Agosto), a protecção das espécies cinegéticas em algumas áreas costeiras, a norte (concelhos de Lourinhã, Torres Vedras, Sintra e Cascais) e a sul do Tejo (concelhos de Sesimbra, Setúbal, Sines, Odemira, Aljezur, Vila do Bispo e Lagos).

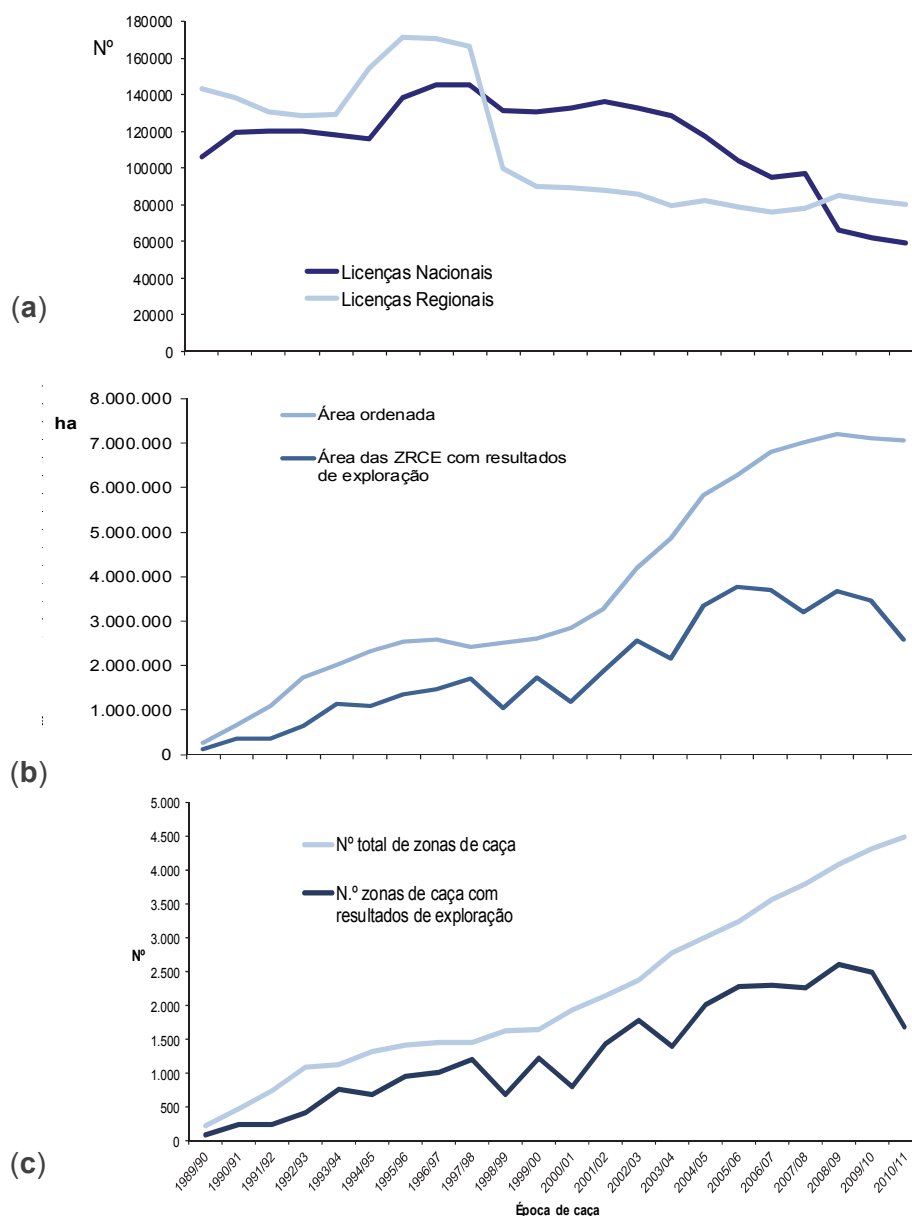
Em 1986 (Decreto-Lei nº 30/86 de 26 de Agosto) foi publicado uma inovadora lei da caça contemplando princípios como a caça ser um recurso renovável e estar sujeita a normas de ordenamento e de exploração que lhe garantam perenidade. Nesta lei foram consignadas duas modalidades de gestão: o regime cinegético geral (RCG) e o regime cinegético especial (RCE), ficando este último subordinado a um plano de ordenamento cinegético onde as quotas por espécie e os dias de caça eram definidos. Esta lei preconizava assim uma diferença entre os dias de caça nos dois sistemas em vigor, mantendo os três dias semanais para o regime geral e deixando ao critério do gestor da área o número e dias de caça por cada época venatória. No seu artigo nº 51 estipula que a caça à rola-brava pode ser permitida nos meses de Agosto a Novembro inclusive, e limita a caça nos terrenos de RCG, em Agosto e Setembro, só à espera e nos locais, dias e demais condições definidas por edital da DGF; limita também a 20 o número de exemplares de rola-brava cobrados diariamente por cada caçador no RGC.

A lei de caça de 1986 foi sendo alterada periodicamente com vista a integrar outras tipologias das Zonas de Regime Cinegético Especial (ZRCE), o direito à não caça e também a actualização da listagem de espécies cinegéticas. Com o Decreto-Lei nº 251/92 de 12 de Novembro, a caça à rola-brava passa a ser permitida de Agosto até Outubro, mantendo no entanto os limites diários de abate e os dias de caça diferenciados consoante o regime cinegético. A partir de 1992 terminaram as zonas de ordenamento cinegético (aproximadamente 622), que eram locais onde o exercício da caça estava interdito e que desapareceram praticamente todas após terem sido ocupados por ZCA e ZCT. Nessas áreas, onde antes estava protegida, a rola-brava passou assim a ser caçada todos os dias do período venatório, sem limites e sem observação de qualquer edital. Com o Decreto-Lei nº 136/96 de 14 de Agosto atenuaram-se as diferenças entre os dois regimes de caça, igualando o número de dias de caça (três semanais) e o número de peças a abater de espécies migradoras. No caso da rola-brava manteve-se o limite de 20 exemplares por dia e por caçador, caçados nos meses de Agosto e Setembro em áreas definidas por edital (no regime geral - RCG) ou nos planos de ordenamento das ZRCE (Figura III.2).

Em 1999 entrou em vigor uma nova lei de bases gerais da caça (Lei nº 173/99 de 21 de Setembro) que visava a reformulação da política cinegética nacional orientada para o ordenamento de todo o território cinegético, a adequação da legislação em vigor às novas realidades do país, bem como as preocupações de conservação do meio ambiente. Esta lei, regulamentada pelo Decreto-Lei nº202/2004, de 18 de Agosto, estabeleceu nomeadamente a possibilidade de implementação de quatro tipos diferentes de Zonas de Regime Cinegético Especial, (nacionais - ZCN, municipais - ZCM, associativas - ZCA e turísticas – ZCT) e a obrigatoriedade de elaborar planos específicos de gestão (PEG), nas áreas em que se verifiquem importantes concentrações ou passagem de aves migradoras. Ficou também determinado que a caça à rola-brava só poderia ser executada à espera, nos meses de Agosto e Setembro, nos terrenos cinegéticos não ordenados, e limitada aos locais e nas condições estabelecidos por edital da DGRF. Proíbe também o exercício da caça a esta espécie a menos de 100 m de pontos de água acessíveis à fauna e de locais artificiais de alimentação. Este decreto foi sujeito a algumas alterações ao longo das últimas décadas, das quais se destaca a interdição de caçar a rola-brava em terreno não ordenado a partir de 2012 (Portaria 137/2012 de 11 Maio), mantendo-se as especificações já referidas para as ZRCE.

Após dez anos de regulamentação venatória, estavam registados cerca de 330.100 caçadores (cerca de 16% provenientes de Lisboa), 1564 associações e 10 federações de caçadores, a primeira das quais surgiu em 1988 (IF, 1996). O número de caçadores, estimado pelo número de licenças de caça nacional e regional, tem vindo a diminuir gradualmente, cifrando-se nos últimos anos abaixo dos 100.000 (Figura III.3a). Em 1996, estavam criadas 1814 ZRCE sempre dominadas pelas de carácter associativo (63%) e secundadas pelas turísticas (cerca de 35%), que cobriam cerca de 29,1% do território nacional (IF, 1996). Actualmente cerca de 90% do território nacional com aptidão cinegética (quase a totalidade do país) está sujeita a um dos tipos de regime cinegético especial (Portaria 142/2015 de 21 de Maio) (Figura III.3b).

Nas ZRCE é obrigatório o registo e envio para as autoridades competentes do número de caçadores e dos quadros de caça, em cada época venatória. Esta informação consubstancia o Programa Nacional de Estatísticas de Caça (PNEC), da responsabilidade do actual ICNF. O aumento dos registos acompanhou o incremento em número de ZRCE, cobrindo entre 32% e 75% do total da área sujeita a regime especial (Figura III.3c). Das 4637 zonas de caça criadas por portaria desde 1988, e que actualmente cobrem cerca de 87% do território de Portugal continental, 2632 enviaram registos de abates de rolas-bravas durante o período de 1989 a 2011 (dados do ICNF, não publicados).



**Figura III.3** – Evolução do número de licenças de caça (a), da área (b) e número (c) de Zonas de Regime Cinegético Especial (ZRCE) em Portugal continental, entre 1989 e 2011 (dados ICNF, não publicados).

A análise temporal da informação fornecida pelas ZRCE pode ser útil na avaliação das tendências de abates ao longo do tempo e servir como base para a avaliação da pressão cinegética a diferentes escalas (nacional e regional) (Braun, 2005; Seamans, 2015). O resultado de programas de monitorização semelhantes na Europa (Whitlock *et al.*, 2003; Arnauduc *et al.*, 2011) e nos Estados Unidos (Miller & Otis, 2010) tem contribuído para a gestão de várias espécies cinegéticas, em particular as sedentárias (Myrberget, 1988; Aebischer & Baines, 2008; Damm *et al.*, 2008; Maillard *et al.*, 2009). Sendo a caça considerada um dos principais factores que contribuiu para o declínio de



*Streptopelia turtur* a nível Internacional (Hill, 1992; Tucker & Heath, 1994; Proud, 2015), o objectivo deste capítulo foi explorar os dados disponíveis do PNEC para enquadrar a contribuição da actividade cinegética em Portugal neste cenário de declínio e averiguar a existência de padrões espaciais e temporais de densidade de abates de rola-brava.

## 4.2. Metodologia

### 4.2.1. Abrangência espacial

A produtividade cinegética em rola-brava a nível nacional foi estudada a partir da informação enviada à tutela pelos gestores das ZRCE, entre 1989 e 2011, ao abrigo do PNEC. Estes resultados de exploração estão fortemente condicionados pela disponibilidade de entrega de registos e pela sua exactidão, que são aspectos não controláveis e dependentes de conjunturas externas, políticas, etc. (Tillmann *et al.*, 2012; Carvalho *et al.*, 2014). Por uma questão histórica, social e do tipo fundiário, as concessões cinegéticas tiveram inicialmente maior expressão no centro e sul do país do que nas regiões a norte do Tejo. Em 1989, dos 84 registos enviados, a rola-brava constava em 55 quadros de caça pertencentes maioritariamente ao sul do país. O número de registos variou ao longo do tempo, tendo atingido o seu máximo em 2008 (relativos a 2612 ZRCE). A densidade anual de abates reportados ao longo de 22 anos foi obtida expressando o número de rolas-bravas caçadas por unidade de área de ZRCE.

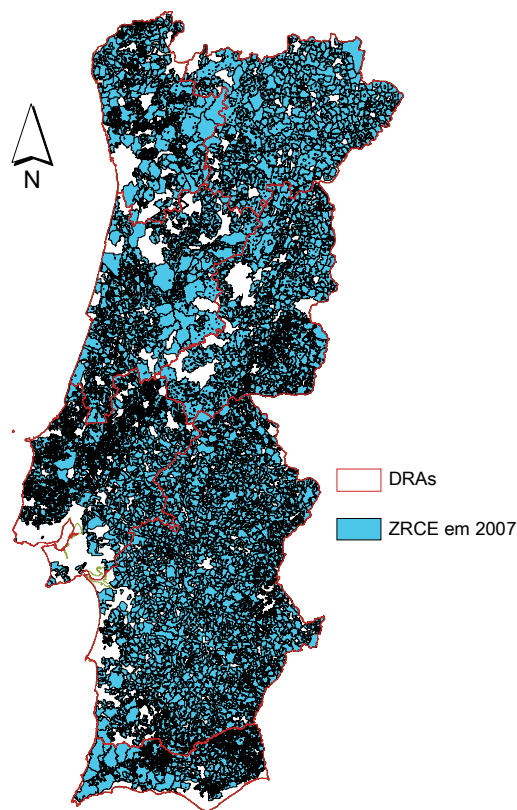
Para uma análise mais detalhada por região utilizou-se a informação disponibilizada entre 1989 e 2006 apenas para as ZRCE espacialmente registadas em SIG e para as quais se conhecia a área e tipologia (Figura III. 4). Das 2632 zonas com registos ficaram assim excluídas 387 ZRCE. No entanto, verificou-se uma correspondência significativa entre o padrão de abundância anual do número de registos no PNEC e do número de registo em SIG ( $r_s = 0,95$ ) e ainda entre o número de rolas-bravas abatidas no total de ZRCE e nas zonas identificadas no SIG ( $r_s = 0,90$ ).

### 4.2.2. Tratamento e análise dos dados

A produtividade cinegética em rolas-bravas a nível nacional foi explorada usando 10.239 registos de rolas-bravas abatidas em 2245 ZRCE em 18 anos. Por uma questão de simplificação da análise as zonas de caça nacionais (2), militares (3) ou com jurisdição estatal (3) foram agrupadas numa única classe (Outra) para efeitos de comparação com Zonas de Caça Associativas, Municipais e Turísticas. Os ficheiros originais em SIG foram corrigidos para eliminar sobreposições entre áreas; a dimensão dos seus polígonos, que



englobavam apenas zonas de caça úteis (extraíndo enclaves, áreas sociais, aparcamentos de gado, etc.) foi determinada para cada ano, tendo em consideração a actualização legal (por anexação ou desafecção) de acordo com a sua proporção nas diferentes regiões cinegéticas ou limites administrativos (ou estatísticos, como NUTs).



**Figura III. 4** – Mapa nacional das ZRCE nas diferentes regiões de estudo (DRA), para as quais existem registos de abates de rola-brava (dados disponibilizados até 2007).

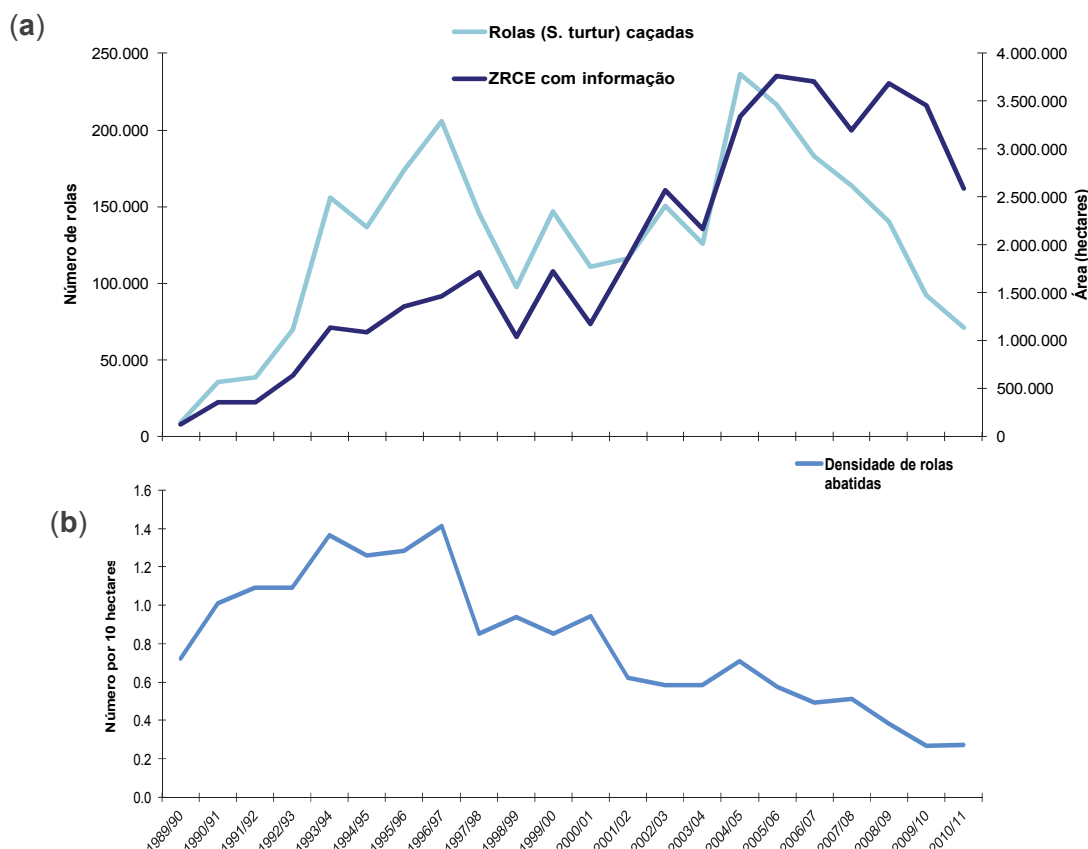
A informação solicitada às ZRCE e disponibilizada pelo ICNF diz respeito ao número de abates anuais de cada espécie. Este valor foi ponderado por unidade de área coberta pela ZRCE (rolas-bravas/10ha), já que se desconhece a área efectivamente explorada para esta caça (como os restolhos por exemplo) em cada concessão cinegética e o número de caçadores envolvidos em cada episódio de caça. O número de rolas-bravas por 10ha foi transformado ( $\log x+1$ ) de forma a aproximar-se dos parâmetros de normalidade e homogeneidade de variâncias. Esta variável foi utilizada para explorar o padrão de distribuição dos resultados das caçadas de rola-brava ao longo dos anos, entre regiões. Das 2245 ZRCE espacialmente identificadas, foram usadas para análises das tendências aquelas cuja série temporal abrangia pelo menos 50% do período em análise. A utilização desta sub-amostra reduziu bastante a representatividade de algumas das tipologias de zonas de caça. De facto, as ZCM foram reduzidas em 97% e as

turísticas ZCT em 72%. Neste novo conjunto de dados, cerca de 85% das ZRCE estão abrangidas pelo regime associativo, aparecendo de uma forma exclusiva em algumas regiões. Atendendo a que o número de amostras (ZRCE) variou substancialmente de ano para ano e entre regiões, optou-se por utilizar modelos lineares generalizados (GLM) para estimar médias ponderadas pelo efeito do ano e da região. Para cada região, foi obtido um índice anual de densidade de abate pelo retro-cálculo (exponencial) dos coeficientes estimados para o factor ano, expresso relativamente ao primeiro ano de análise. Estes índices e a sua dispersão foram usados para obter uma tendência linear para a totalidade do período em análise (18 anos para as avaliações regionais). A tendência foi expressa como o declive que descreve a taxa média de variação anual ao longo do período com o respectivo erro-padrão e intervalo de confiança (95% IC). Quando o IC não incluiu o 1 então a tendência foi considerada significativa para  $p < 0,05$  e categorizada de acordo com a magnitude de mudança. Este procedimento foi em tudo semelhante ao descrito anteriormente para a análise da evolução inter-anual da abundância de rola-brava (Secção II, Capítulo 2).

Para cada região, foi explorada a relação linear entre os índices anuais de abates e a área ardida (em ha) no ano corrente e no ano precedente (após transformação logarítmica), bem como os índices anuais da população nidificante e da população total obtidos no Capítulo 2. As comparações estatísticas foram consideradas significativas para  $p < 0,05$  e os valores indicados no texto referem-se à média e respectivo erro-padrão, quando não explicitado de outra forma.

### 4.3. Resultados

De acordo com os dados do PNEC entre 1989 e 2011 foram reportadas 2.821.041 rolas-bravas abatidas com uma média anual de 128.229 (95% IC = 103.368,5; 153.089,5). Os valores mais elevados, até ao início do séc. XXI, coincidiram com a época venatória de 1996/97, quando apenas 32% do terreno era ordenado e 65% das ZRCE forneceu registos de abates (Figura III.5). Na última década os maiores valores verificaram-se nas épocas de 2004 e 2005 com registos de abates entre 236.473 e 216.829, respectivamente. Nesta altura, 75% do território nacional estava já ordenado cinegeticamente e 71% das ZRCE forneceram informação. Extrapolações feitas para a totalidade das ZRCE, no pressuposto da manutenção dos factores de variabilidade externa e da distribuição homogénea de abates pelo restante território, permitiriam estimar entre 300 mil e 350 mil a totalidade de exemplares de rola-brava caçada em ZRCE nesses anos.



**Figura III. 5** – Padrão de variação inter-anual do número de exemplares de rola-brava caçados (a) e da densidade de abates da espécie (b) entre 1989 e 2011 (dados do ICNF, não publicados).

A densidade de abates variou entre 1,4 rolas-bravas/10ha (em 1993 e 1996) e 0,34 rolas-bravas/10ha registadas após 2010. Para a totalidade do período verificou-se uma tendência linear negativa ( $R^2=0,66$ ;  $p<0,001$ ), com um decréscimo à taxa anual de 3,8% para a qual contribuíram as reduções mais evidentes na densidade de abates a partir de 1997 (Figura III.5).

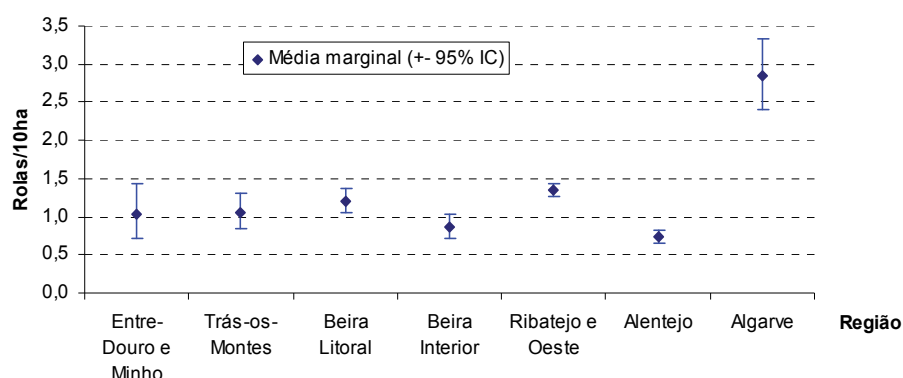
Na sub-amostra (1989-2006) usada para análises da variação regional, as Zonas de Caça de Regime Associativo contribuem com 74% dos registos, enquanto 22% derivam de Zonas de Caça Turísticas. Os restantes 4% correspondem maioritariamente a Zonas de Caça Municipais. Apenas 41 dos registos dizem respeito a rolas-bravas caçadas em zonas de caça estatais, militares ou judiciais. Não existe uma única zona de caça com série temporal completa, sendo a frequência de dados em falta maior para o início do período de estudo (60% a 75% de ausência de dados entre 1989 e 1991). A região Centro contou com o maior número de registos (1451). O Norte (com 648) e o Algarve (com 147) apresentaram o menor número de registos após exclusão das ZRCE

com pouca representatividade temporal. Dentro da região Norte apenas 38 (cerca de 6%) estão incluídas na sub-região Entre-Douro e Minho, diminuindo assim em 75% a amostra inicial nesta área.

A modelação da densidade de abates de rola-brava foi significativa (Tabela III.1). O modelo revelou diferenças entre regiões cinegéticas devido ao valor significativamente superior da densidade de abates no Algarve e significativamente inferior no Alentejo (Figura III.6). O baixo valor encontrado para o Alentejo não diferiu estatisticamente do observado na sub-região Entre-Douro e Minho (Tabela III.2). Já na região Centro, o valor médio de rolas-bravas caçadas por hectare foi significativamente maior na Beira Litoral comparativamente ao da Beira Interior, que em conjunto com o Alentejo e com Entre-Douro e Minho apresentaram os menores valores médios para o período de estudo.

**Tabela III.1** – Resultado do modelo linear para explicar a variação no número de *S. turtur* por 10ha (com transformação logarítmica) caçadas em ZRCE, entre regiões e ao longo dos anos, considerando também os efeitos da interacção entre estes dois factores ( $R^2 = 0,11$ ).

Factor de variabilidade	g.l.	F	p
Modelo	108	4,947	<0,001
Ano	17	3,021	<0,001
Região	6	36,252	<0,001
Ano x Região	85	1,793	<0,001
Erro	4512		

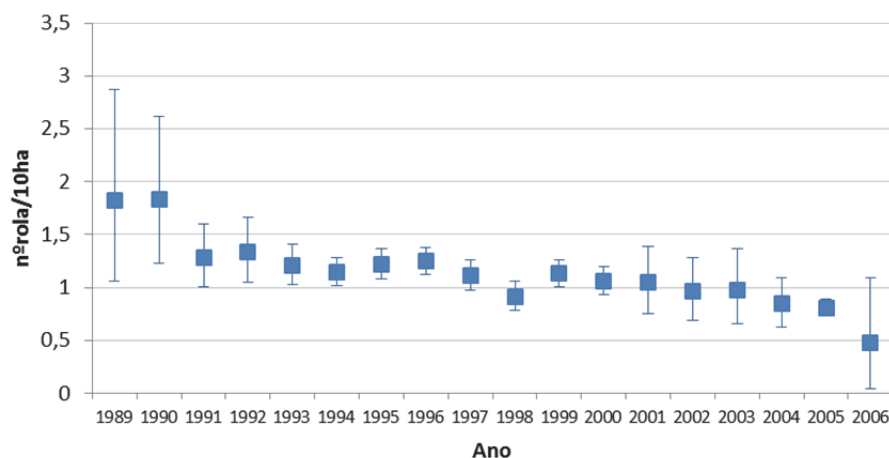


**Figura III. 6** – Densidade média de abates de rola-brava em ZRCE em cada uma das regiões cinegéticas, durante as épocas venatórias de 1989 a 2006. Médias e intervalos de confiança (95%) estimados ponderando o efeito da interacção do ano em cada região.

**Tabela III. 2** – Resultado da significância ( $p$ ) do teste *post-hoc* Games-Howell (G-H) para verificação do significado das diferenças encontradas entre regiões. n.s. – não significativo quando  $p > 0,05$ .

Regiões	Entre-Douro e Minho	Trás-os Montes	Beira Litoral	Beira Interior	Ribatejo e Oeste	Alentejo	Algarve
Entre-Douro e Minho							
Trás-os Montes	ns						
Beira Litoral	ns	ns					
Beira Interior	ns	ns	<0,001				
Ribatejo e Oeste	ns	ns	ns	<0,001			
Alentejo	ns	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001		
Algarve	0,012	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	

A densidade de abates de rola-brava em Portugal diminuiu a uma taxa anual de 3% (95% IC = -3,7%; -2,2%), entre 1989 e 2006 verificando-se uma tendência linear ( $R^2 = 0,78$ ) significativa ( $p < 0,01$ ). Os testes *a posteriori* confirmam esta tendência temporal (Figura III.7), com as maiores diferenças a situarem-se entre os primeiros e os últimos anos (Tabela III.3).



**Figura III. 7** – Evolução da densidade média de abates de rola-brava caçados nas ZRCE a nível nacional, durante as épocas venatórias de 1989 a 2006. Médias e intervalos de confiança (95%) estimados ponderando o efeito da interação da região em cada ano.

**Tabela III. 3** – Resultado da significância ( $p$ ) do teste *post-hoc* Games-Howell (G-H) para verificação do significado das diferenças encontradas entre anos. Análise efectuada após estimativa ponderando os efeitos do factor região. n.s. – não significativo quando  $p > 0,05$ .

Ano	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
1989																		
1990	ns																	
1991	ns	ns																
1992	ns	ns	ns															
1993	ns	ns	ns	ns														
1994	ns	ns	ns	ns	ns													
1995	ns	ns	ns	ns	ns	ns												
1996	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns											
1997	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns										
1998	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns									
1999	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns								
2000	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns							
2001	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns						
2002	ns	ns	ns	ns	0,008	ns	ns	0,003	ns	ns	ns	ns	ns					
2003	ns	ns	ns	ns	0,002	ns	ns	0,001	ns	ns	ns	ns	ns	ns				
2004	ns	ns	ns	ns	0,015	ns	ns	0,007	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns			
2005	ns	ns	ns	ns	0,003	ns	ns	0,001	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns		
2006	ns	ns	ns	ns	0,005	ns	ns	0,005	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	

A taxa e o padrão de variação da densidade de abates de rola-brava ao longo dos anos diferiram entre regiões (Figura III.8). Assim, no norte do país, o número médio de rolas-bravas caçadas nas ZRCE variou entre 0,5 a 1,5/10 ha, com uma tendência linear ( $R^2 = 0,59$ ) não significativa para aumentar ao longo do período de estudo ( $F_{1,13} = 0,80$ ;  $p = 0,66$ ). Esta tendência foi mais evidente na sub-região de Trás-os-Montes ( $R^2 = 0,26$ ;  $p = 0,07$ ; n.s.) do que na região de Entre-Douro e Minho ( $R^2 = 0,24$ ; n.s.) (Figura III.8). A diminuta amostra disponível para as duas regiões será a responsável pela enorme variabilidade e pela incerteza das tendências. Na região de Entre-Douro e Minho, representada apenas por ZCA e ZCM, a densidade de abates de rola-brava foi superior nas ZCA relativamente às ZCM ( $F_{1,7} = 12,67$ ;  $p < 0,001$ ). Já em Trás-os-Montes, a densidade de rolas-bravas abatidas em ZCA foi em média menor que nas ZCT ( $F_{1,609} = 6,81$ ;  $p < 0,01$ ).

Nas sub-regiões do Centro ( $n = 1451$  registos de ZRCE) o índice médio de exploração cinegética anual das rolas-bravas foi da mesma ordem de grandeza do verificado para as regiões do Norte (0,8 a 1,3 rolas-bravas/10ha). Os resultados não evidenciam tendências significativas na densidade de abates nas duas regiões Beirãs, apesar dos dados sugerirem para a Beira Litoral, um ligeiro decréscimo nos últimos anos contrastando com um ligeiro aumento na Beira Interior (Figura III.8). Na Beira Litoral foram apenas contabilizados os registos de rolas-bravas caçadas em ZCA. Na Beira Interior os resultados apontam para a ausência de diferenças significativas entre a

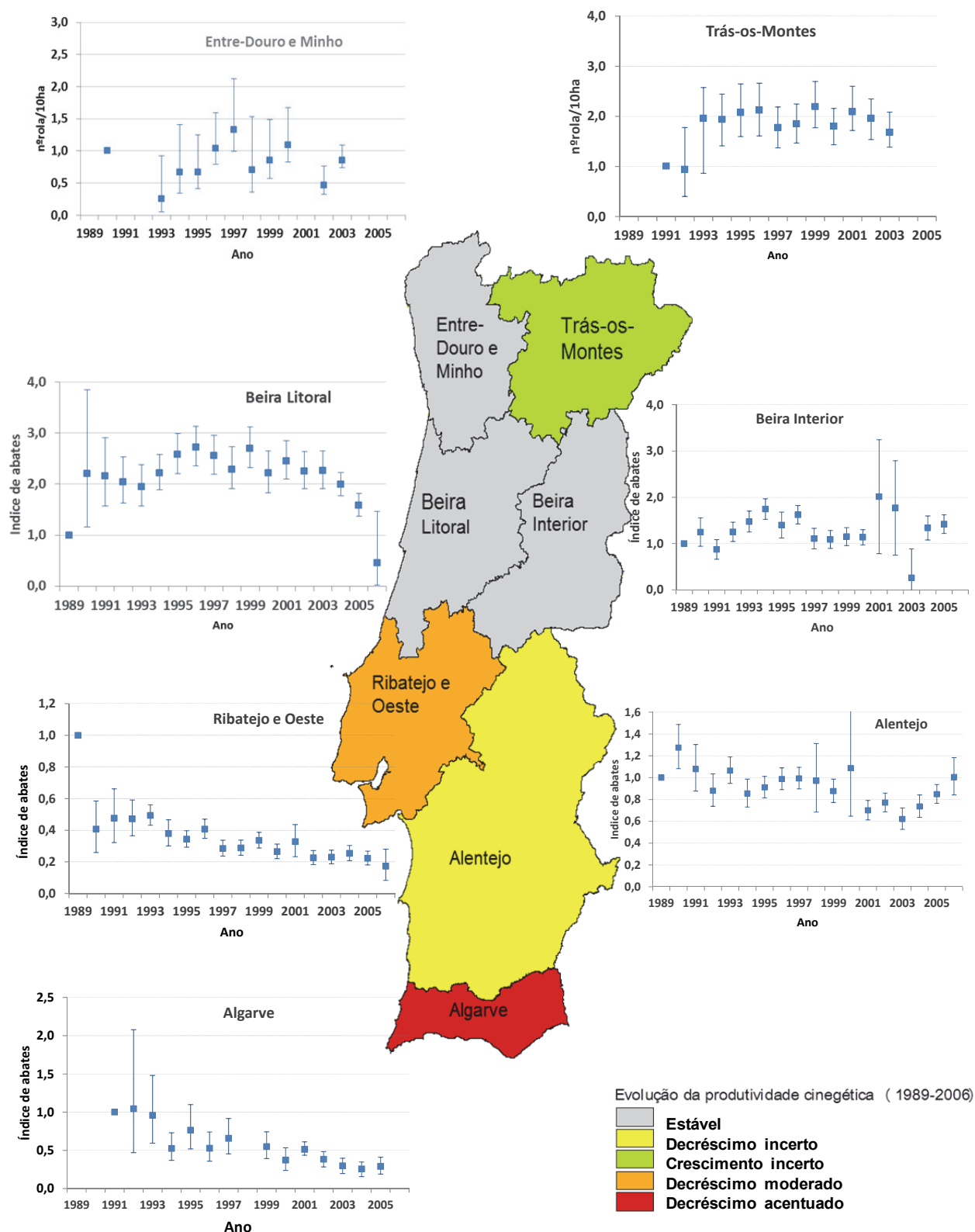
densidade média de rolas-bravas abatidas em cada uma das tipologias de zonas de caça, ao longo do período de estudo (efeito ano  $\times$  ZRCE:  $F=0,64$ ;  $p=0,89$ ; g.l.=21 e ZRCE:  $F=0,11$ ;  $p=0,89$ , g.l.=2) ou para o conjunto dos anos ( $F_{2,593}=0,05$ ;  $p=0,95$ ).

Na região do Ribatejo e Oeste (Figura III.8), a densidade de abates nas ZRCE variou entre 4 rolas-bravas/10ha ( $\pm 3,94$ ) e 0,67 rolas-bravas /10ha ( $\pm 0,12$ ) decrescendo a uma taxa anual média de 2,7% (95% IC = -3,7%; -1,7%) entre 1989 e 2006 (ANOVA,  $F_{17,1451}=5,26$ ;  $p<0,001$ ). A tendência linear ( $R^2=0,59$ ; g.l.=17;  $p<0,001$ ) foi considerada de magnitude moderada. Nesta região, cerca de 80% das ZRCE usadas no modelo são de regime associativo. O número médio de rolas-bravas caçadas diferiu consoante a tipologia de ZRCE, mantendo-se no entanto o mesmo padrão ao longo dos anos (efeito ano  $\times$  ZRCE:  $F=0,82$ ; g.l.=26;  $p=0,72$  ou ZRCE:  $F=6,19$ ; g.l.=2;  $p<0,01$ ). A densidade de abates de rolas-bravas foi menor nas ZCT (teste *post-hoc* G-H entre as ZCT e as restantes  $p=0,002$ ). No conjunto da amostra essas diferenças foram também significativas ( $F_{2,1448}=10,38$ ;  $p<0,001$ ).

O Alentejo apresentou, em média, as menores densidades de abates de rola-brava em ZRCE, para o período avaliado (entre 0,5 e 1 rola-brava/10ha). A modelação dos dados sugeriu uma diminuição significativa ( $F_{1,16}=10,16$ ;  $p<0,001$ ;  $R^2=0,39$ ) dos valores médios deste índice ao longo dos anos (Figura III.6) a uma taxa anual de 2% (95% IC = -3,2%; 0,8%). No entanto, a grande amplitude de variação dos valores levou à classificação da tendência como estatisticamente incerta (Figura III.8). Nesta região foi analisado o dobro de ZCA relativamente às ZCT. Apesar dos valores médios serem maiores nestas últimas (0,76 rolas-bravas/10ha  $\pm 0,02$ ) que nas ZCA (0,73 rola-brava/10ha  $\pm 0,02$ ), estas diferenças não apresentam significado estatístico (efeito da ZRCE:  $F_{1,1045}=2,95$ ;  $p=0,09$ ; ZRCE  $\times$  Ano:  $F_{1,16}=1,67$ ;  $p=0,04$ )

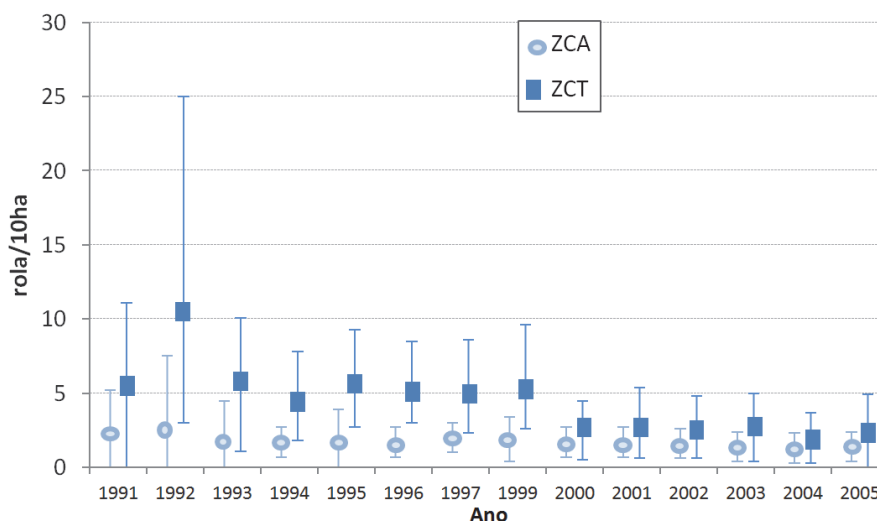
Durante o período de estudo, a densidade de abates de rola-brava atingiu os maiores valores médios na região do Algarve (Figura III.6). Em 1989 e 1990 foram caçadas entre 13 a 14 rolas-bravas por 10ha de acordo com os dados da única zona de caça registada. Em algumas zonas criadas posteriormente este índice foi extremamente elevado atingindo 163 rolas-bravas/10ha. Mesmo as densidades médias de 1,16 rola-brava/10ha ( $\pm 0,65$ ) estimadas para 2006 (com base em 11 ZRCE) foram superiores às médias encontradas na maioria das outras regiões analisadas. A modelação, efectuada apenas para os anos em que se dispunha de mais do que uma ZRCE com séries temporais representativas, indicou diferenças estatisticamente significativas entre os anos ( $F_{15,147}=2,29$ ;  $p<0,01$ ) e uma redução à taxa anual de - 5,3% (95% IC = -6,7%; -3,9%). A tendência de decréscimo linear foi significativa ( $R^2=0,83$ ;  $p<0,001$ ) e considerada de magnitude acentuada ou forte (Figura III.8).





**Figura III. 8** - Evolução do índice anual de densidade de abates de rola-brava nas ZRCE das várias regiões (média  $\pm$  95% IC), considerando o primeiro ano de dados como a referência. Mapa de tendência da densidade de abates de *S. turtur* a nível regional (vd. pág. 68 - critérios usados na atribuição das tendências).

No Algarve o número médio de abates de rola-brava foi bastante superior nas ZCT (3,79 rolas-bravas /10 ha  $\pm$  0,16), comparativamente com o que aconteceu nas ZCA (1,31 rolas-bravas/10ha  $\pm$  0,06) (Figura III.9). Este padrão manteve-se ao longo dos anos (efeito ZRCE:  $F_{1,144}=48,69$ ;  $p<0,001$ ; ZRCE  $\times$  Ano:  $F_{13,131}=0,69$ ;  $p=0,76$ ).



**Figura III.9** – Evolução da densidade de abates de rola-brava nas zonas de caça turísticas (ZCT) e Associativas (ZCA) na região cinagética do Algarve, durante as épocas venatórias de 1991 a 2005. Médias e intervalos de confiança (95%) estimados ponderando o efeito da interacção do ano.

A densidade de abates de rola-brava na região da Beira Interior esteve negativamente relacionada com a área anual ardida na região ( $R^2=0,64$ ;  $F_{1,13}=23,08$ ;  $p<0,001$ ). Os resultados exploratórios sugerem ainda uma relação negativa entre a densidade de rolas-bravas caçadas no Alentejo e a área ardida anualmente no Algarve ( $R^2=0,33$ ;  $F_{1,16}=7,96$ ;  $p=0,01$ ), assim como entre a densidade de abates no Ribatejo e a área ardida em Trás-os-Montes no ano anterior ( $R^2=0,30$ ;  $F_{1,16}=6,74$ ;  $p=0,02$ ). Apenas para a região do Ribatejo e Oeste se verificou uma relação positiva entre os índices populacionais da rola-brava e a densidade de abates da espécie ( $R^2=0,49$ ;  $F_{1,6}=5,93$ ;  $p=0,04$ ). Estas tendências não foram no entanto significativas após reavaliação da sua significância estatística com correcção de Bonferroni ( $p<0,005$ ). Não foram evidenciadas outras relações entre os índices de abates regionais e os índices populacionais da espécie.

## 4.4. Discussão e conclusões

### 4.4.1. Importância social e cinegética da rola-brava

A caça à rola-brava inicia a época venatória anualmente sendo uma das mais populares actividades cinegéticas no país. O interesse venatório por esta espécie em Portugal tem-se mantido durante séculos, com especial ênfase nas regiões do litoral (Santos-Júnior, 1988, Almeida, 1994; Fontoura, 1996). Dados do final da década de 1990 baseados em inquéritos efectuados a nível nacional, relegam a caça à rola-brava para segundo plano da caça menor, quando comparada com a caça ao coelho (Cipriano, 1999). De facto, naquele período a maioria dos caçadores caçavam coelho e a rola-brava era caçada por metade do número de caçadores aos coelhos. Ainda de acordo com dados de um inquérito dirigido à região alentejana na mesma altura, a rola-brava aparece em quinto lugar no elenco das principais espécies caçadas nas ZCA, com cerca de 40,3 % dos caçadores inquiridos. Este valor correspondia a cerca de metade do verificado para a lebre e apenas 2/3 do que se apontava para o coelho. Também nas zonas de caça turística a rola-brava não aparecia no conjunto das cinco espécies de caça menor explorada no Alentejo (Carmo, 2005).

A tradição, passagem de testemunho geracional, companheirismo e socialização, são fundamentais na manutenção da actividade venatória (Dubois, 2002; Hunt, 2013; Carvalho *et al.*, 2014). Estes factores por sua vez têm evoluído ao longo das décadas sendo bastante permeáveis aos incentivos e aos custos da caça (Thomaides *et al.*, 2000; Ludwig, 2001; Fisher *et al.*, 2013). A conjugação das tendências de decréscimo verificada, tanto no número de caçadores, como na densidade de abates de rola-brava, sugerem que a importância venatória desta espécie esteja a decrescer em Portugal. Considera-se importante investir em estudos inter-disciplinares que permitam aferir a veracidade destas conjecturas de modo a que a futura gestão adaptativa do esforço de caça acompanhe a realidade de interesses e motivações da população de caçadores nacionais (Robinson & Bennett, 2000; Wade, 2001; Rocha *et al.*, 2009; Fisher *et al.*, 2013).

### 4.4.2. Densidade de abates de *Streptopelia turtur* a nível nacional

Os dados analisados neste capítulo referem-se a registos de abates de *Streptopelia turtur* reportados por gestores de ZRCE e compilados pelo ICNF ao longo de duas décadas. De acordo com esta informação, durante a década de 1990 caçavam-se nas ZRCE portuguesas mais de 200 mil rolas-bravas anualmente, quando uma grande área do país ainda estava sujeita ao regime cinegético geral. Para a mesma altura, Fontoura

(1996) estimou em cerca de 190 mil o número médio de rolas-bravas abatidas por ano, com base em inquéritos efectuados junto dos caçadores sobretudo do regime cinegético geral. Posteriormente, este número, que assumia uma probabilidade de abate constante durante todo o período venatório, foi considerado excessivo e reduzido para uma média a rondar os 40 000 exemplares por ano (Fontoura, 2004). Estes valores de abates deverão ser actualizados na medida em que as rolas-bravas cobradas podem representar cerca de 85% do total de exemplares abatidos (Rocha *et al.*, 2009; Tomillo, 2013). Independentemente da dificuldade em compatibilizar os dados de diferentes origens e em comprovar a veracidade dos registos anuais, salienta-se o facto do valor anual de abates para a década de 1990 estar acima dos máximos da população nidificante estimados para o mesmo período (100 mil casais - Rufino, 1989; Cabral *et al.*, 2006). Os valores estimados de abates para os últimos anos também se situam acima da estimativa populacional de rolas-bravas nidificantes (50 mil casais - BirdLife International, 2015). Esta constatação, aliada às taxas de produtividade por casal referidas no Capítulo 3, sugerem que os valores da produtividade da caça à rola-brava em Portugal, correspondam sensivelmente aos do recrutamento anual ou a metade dos contingentes nacionais em período pós-reprodutor.

Relativamente à década passada, os valores médios de abates anuais de rola-brava em Portugal correspondiam a cerca de 12% das estimativas disponíveis para os países europeus (Lutz & Jensen, 2007). De acordo com os resultados deste capítulo, a média de abates de rola-brava em Portugal nos últimos anos, decresceu significativamente, tal como aconteceu na Europa, correspondendo a cerca de 8-10% do total estimado para os países na rota ocidental atlântica de migração, sem contar com a caça ilegal que pode atingir elevadas percentagens (BirdLife International, 2015). As estimativas portuguesas anuais de 128 mil rolas-bravas corresponderiam a mais do dobro reportado para França (Arnauduc *et al.*, 2011) e a cerca de um décimo do estimado para Espanha (Fernández & Camacho, 1989; Tomillo, 2013).

#### 4.4.3. Influência do tipo de zona de caça

As diferenças encontradas na densidade de abates de rola-brava entre tipologias de zonas de caça não apresentaram padrões óbvios. Aparentemente as ZCT no Alentejo e no Algarve reportaram maior produtividade que nas restantes regiões, talvez por se terem constituído em locais seleccionados pela tradicional e reconhecida abundância da espécie (Varela Cid, 1963; Pereira, 1979; Santos-Júnior, 1989). No Algarve, verificou-se uma convergência dos resultados de exploração entre as ZCT e as ZCA ao longo do período analisado. A ocupação gradual do território pelas duas tipologias de zona de

caça veio diminuir a diferença na média de abates anuais, sugerindo uma melhor repartição dos recursos cinegéticos actuais. As ZCAs a norte do Tejo reportaram maiores densidades de abates de rola-brava que as restantes tipologias de zonas de caça. A ocupação do norte do país por ZCT foi mais lenta e mais recente do que do sul (IF, 1996; Carmo, 2005), podendo ter levado à exploração cinegética de locais remanescentes, menos produtivos do que os explorados há mais tempo pelas ZCA da vizinhança. A influência do tipo de gestão cinegética que se efectua em cada uma das tipologias de ZRCE, também pode contribuir para as diferenças observadas (CEABN *et al.*, 2002; Casas *et al.*, 2009). Diferente investimento visando proporcionar áreas de refúgio (Sokos *et al.*, 2013) ou recursos alimentares para as aves (Dunn *et al.*, 2015) pode afectar as concentrações de rola-brava e facilitar a sua captura em alguns locais, influenciando as estatísticas de abates (Hayslette & Mirarchii, 2002; Rocha & Quillfeldt, 2015).

#### 4.4.4. Distribuição regional dos abates

A rola-brava é caçada um pouco por todo o país durante um período venatório muito curto (cerca de um mês e meio). As análises dos resultados de exploração cinegética entre 1989 e 2006 revelaram densidades de abate desta espécie diferenciadas de acordo com a região. Os valores mais altos atingiram-se nas regiões do Ribatejo e Oeste e no Algarve. Esta última região confina com a Andaluzia para onde são reportadas as maiores densidades de abates de rolas-bravas em Espanha (Hidalgo & Rocha, 2001; Montoya *et al.*, 2002; Tomillo, 2013). Também Santos (2002), ao analisar os resultados de caçadas de rolas-bravas entre 1994 e 1996, realçou os elevados resultados do litoral Atlântico e interior algarvio. O mesmo autor assinala o fraco contributo para o total de abates da melhor região cinegética do país (em termos gerais), o Alentejo, semelhante a outras tradicionalmente com fracos resultados, como seja a região de Entre-Douro e Minho e o maciço da Serra da Estrela. Já na primeira metade do século XX, Galvão *et al.* (1943) destacava como locais preferenciais de caça à rola-brava, os vales dos rios Vouga, Mondego (nas faldas da Serra da Estrela), interior do Tejo internacional, o vale do Sado, Mira, Guadiana, pinhais de Aljezur e serra algarvia. Curiosamente, não assinalou no seu mapa as zonas costeiras atlânticas, apesar de serem tradicionalmente aceites como importantes locais de caça (*e.g.*, Santos-Júnior, 1981), as zonas litorais na Estremadura, Sintra, Cascais e da Ponta de Sagres (Pinho, 1905; Pereira, 1979). Estes locais coincidem também com a maior abundância de recuperação de rolas-bravas anilhadas no país e de origem estrangeira (*e.g.*, Tait, 1962; Ribeiro Telles & Candeias, 1980; Santos-Júnior, 1989; Silva *et al.*, 2003), evidenciando a utilização pelas rolas-bravas em migração de corredores fluviais e de pontos de

referência costeiros (Ash, 1970; Bruderer & Liechi, 1999; Eraud *et al.*, 2013). A reduzida contribuição do Alentejo para o total de abates nacionais de rola-brava é de certo modo coincidente com a sua importância para a população reprodutora, evidenciada no Capítulo 2 (Secção II).

#### 4.4.5. Regionalização das tendências

Os resultados deste trabalho demonstraram uma redução significativa na densidade de abates de rola-brava ao longo das duas últimas décadas em Portugal. A nível nacional, esta evolução espelha a gradual ocupação do território com as ZRCE que actualmente cobrem, tanto as áreas onde tradicionalmente a rola-brava é mais abundante no período cinegético, como as áreas restantes onde a espécie apresenta menores densidades. Este processo parece bastante evidente no Algarve, onde as primeiras ZRCE ocupavam áreas tradicionalmente reconhecidas como os melhores locais de caça à rola-brava na região.

A redução na densidade de abates foi mais evidente a partir de 1997 e parece coincidir com a compressão do período de caça para mês e meio (antecipação do último dia de caça) e com a redução dos limites diários de abate. A estes factores de ordem legislativa, juntou-se a rápida diminuição do número de caçadores, avaliada pelas licenças de caça solicitadas à tutela. As sinergias entre estes factores, ao resultar numa diminuição do esforço de caça, parece ter sido determinante para explicar as tendências verificadas nos abates de rola-brava, à semelhança do que se verificou com outras espécies cinegéticas (*e.g.*, Thomaidis *et al.*, 2000; Aebischer & Baines, 2008). A partir da época de 2004, quando se atingiram os valores máximos de registos das ZRCE, os abates reportados diminuíram consideravelmente. Estas épocas coincidiram com períodos de seca prolongada que facilitaram a ocorrência de extensos incêndios florestais (Pereira *et al.*, 2005) e conduziram a restrições da actividade da caça em muitos locais do centro e sul do país (*e.g.*, Portaria nº 847/2003 de 14 de Agosto; Portaria nº 939/2003 de 4 de Setembro). Assim, para além do potencial impacto destes factores na produtividade da rola-brava nesses anos (*vd.* Capítulo 2), também as derrogações nacionais que impedem a caça em locais recentemente ardidos, devem ter contribuído para acentuar as tendências, em particular no Algarve, no Ribatejo e nas Beiras.

Os abates reflectem tanto o esforço de caça (Hunt, 2013) como a abundância das aves no terreno (Montoya & Meson, 2002). Para além de alterações relacionadas com o ordenamento cinegético e o interesse pela actividade cinegética nacional, factores relacionados com a dinâmica populacional de *Streptopelia turtur* podem estar a contribuir para a redução das densidades anuais de abates. A relação linear entre a densidade de

aves numa área e o subsequente número de abates foi reportada para outras espécies de aves (e.g., Hudson, 1992; Milner-Gulland & Akçakaya, 2001; Aebischer & Baines, 2008; Johnson, 2011). No presente estudo, verificou-se alguma concordância entre a evolução da tendência da densidade de abates de rola-brava e o decréscimo verificado nos índices populacionais em período reprodutor, em particular para a última década (vd. Figura II.21), apesar de a relação não ser estatisticamente significativa. Apenas para a região do Ribatejo e Oeste essa relação foi indiciada pelos resultados, o que pode sugerir uma maior pressão cinegética sobre as populações nidificantes. No entanto a relação entre os índices populacionais antes e durante o período venatório merece maior aprofundamento, já que por exemplo, num estudo efectuado no vale do Guadiana, os efectivos de rola-brava contabilizados nas vésperas das caçadas não estavam relacionados estatisticamente com os quadros de caça do dia seguinte (Dias & Rocha, 1999).

O recurso a tendências derivadas de estatísticas de caça para suportar avaliações de estatuto populacional de fauna cinegética não é muito comum, em particular na Europa (Besnard *et al.*, 2010), porque os dados analisados representam os animais abatidos em vez dos animais vivos (Myrberget, 1988; Aebischer & Baines, 2008). Este aspecto é relevante na medida em que as fontes de enviesamento dos dados diferem entre abates e contagens de aves (Whitlock *et al.*, 2003). Será portanto útil comparar as tendências agora obtidas com outras resultantes de fontes diversas e assim procurar pistas para os factores que podem estar a causar os enviesamentos (Otis, 2006; Cattadori *et al.*, 2003). Paralelamente, a influência dos factores que contribuem para a regionalização das tendências dos abates poderá ser estudada recorrendo a trabalho detalhado que envolva a análise dos quadros de caça e os relacione com o esforço de caça e com parâmetros da população cinegética visada pelos caçadores (Garrigues *et al.*, 2003; Hepp *et al.*, 1986; Kokko, 2001; Sokos *et al.*, 2013). Estes aspectos serão detalhados nos capítulos seguintes.

Em síntese, os principais resultados deste capítulo permitiram:

- Confirmar um padrão de regionalização das densidades de abates de rola-brava em ZRCE, com os maiores valores a concentrarem-se no Algarve e no litoral Atlântico;
- Verificar que a influência da tipologia de ZRCE para a produtividade das caçadas tem vindo a diminuir ao longo dos anos e variou entre o norte e o sul do país;
- Identificar um decréscimo na densidade de abates de rola-brava, que atingiu níveis significativos no Algarve, contrapondo-se a uma situação de relativa estabilidade nas outras regiões nucleares para a nidificação da espécie.



# SECÇÃO



## A ROLA-BRAVA EM PERÍODO VENATÓRIO

### **CAPÍTULO 5.** Produtividade das caçadas de *Streptopelia turtur* em casos de estudo de Zonas de Regime Cinegético Especial



“Entrementes, mal-avindo com o montado, entreguei-me à caça da rola, que não requer esta ciência do repente e do olho manhoso, antes paciência e jeito”.

Aquilino Ribeiro (1918), *A Via Sinuosa*, página 189

A informação resultante deste capítulo fez parte da comunicação oral:

Dias, S. (2012) - Rolas. In Rego, F. & Dias, S. (Eds). *Relatório síntese do Workshop "Calendário Venatório 2012/2013 – Plataforma de entendimento para uma exploração cinegética sustentável de patos e rolas."* CEABN, SEFDR. 16 Abril, Lisboa. 23 pp.



# 5

## Produtividade das caçadas de *Streptopelia turtur* em casos de estudo de Zonas de Regime Cinegético Especial

### 5.1. Introdução

Todos os anos, a caça à rola-brava inicia a época venatória em Portugal (Vasconcellos, 1982), contribuindo com cerca de 8-10% para o total de abates da espécie na Europa (vd. Capítulo 4 e BirdLife International, 2015). A informação sobre a densidade dos abates e a sua distribuição espacial e temporal necessita de ser relacionada com as estimativas da população reprodutora e do recrutamento de rola-brava para aferir a pressão cinegética a actuar num dado momento (Robinson & Bennet, 2000; Otis 2006; Schulz *et al.*, 2013). Até agora a combinação destas duas componentes, feita com dados de fiabilidade variável (Lutz & Jensen, 2007; Eraud & Lormée, 2015), permite constatar que a caça legal na envolvente do Mediterrâneo é responsável por remover da população de *Streptopelia turtur* cerca de 10% a 20% dos valores máximos estimados para os efectivos reprodutores na Europa (BirdLife International, 2015; Proud, 2015). Esta constatação suporta a ideia de que a actividade cinegética contribui de forma significativa para o declínio da espécie. A caça excessiva no norte de África teve repercussões negativas na população de rola-brava, levando à tomada de medidas legislativas em relação à caça e para protecção da espécie (El Mastour, 1988; Hanane, 2009). A intensidade da caça foi considerada a principal causa do declínio da rola-brava na Grécia (Thomaides *et al.*, 2000). De acordo com Lutz & Jensen (2007), também Portugal e Espanha têm estado a caçar acima da capacidade reprodutora (de recrutamento) da espécie. Os estudos efectuados em Espanha, na região da Extremadura, indicam que foram ali abatidos mais juvenis de rola-brava em 1997 (Rocha & Hidalgo, 2002) e em 1999 (Hidalgo & Rocha, 2001; Rocha *et al.*, 2009) do que os nascidos naqueles anos, sugerindo que a actividade cinegética na região se exerce sobretudo em indivíduos oriundos de países mais setentrionais (Hidalgo & Rocha, 2001). Um programa de

monitorização de rola-brava mais recente (Tomillo, 2013) refere que a pressão cinegética é bastante variável entre regiões espanholas, com valores máximos na Andaluzia e Extremadura e mínimos na Galiza.

Em Portugal, as estimativas de abates divulgadas até à data assumem geralmente uma constância da intensidade de capturas ao longo da época (Fontoura, 1996) e não consideram a interacção com inúmeros factores (Santos, 2002). Os resultados do capítulo anterior sugerem que as estatísticas de caça decorrentes dos resultados de exploração cinegética podem ser influenciadas por factores de ordem ambiental, sociológica e legislativa, que operam com diferentes intensidades em cada região. A interpretação destas estatísticas beneficiaria, por isso, de um melhor conhecimento da forma como essa actividade é exercida ao longo da época e do dia de caça (em termos de densidade de caçadores, períodos e locais de caça, etc.) (e.g., Kokko, 2001; Willebrand *et al.*, 2011). No entanto, até à data os estudos sobre esta temática são escassos na Europa e inexistentes para Portugal, já que a obtenção de dados com os caçadores e gestores de caça é o factor crítico para uma boa amostragem (Dias, 1996; Carvalho & Dias, 2002; Carvalho *et al.*, 2015). Face ao exposto, o objectivo deste capítulo foi capitalizar a informação recolhida junto dos caçadores e gestores de ZRCE durante o acompanhamento de sessões de caça à rola-brava para testar as seguintes hipóteses:

- 1) A produtividade das caçadas varia entre regiões e locais de caça;
- 2) A produtividade cinegética varia com o período do dia e com o decorrer da época cinegética.

## 5.2. Metodologia

### 5.2.1. Áreas monitorizadas

Atendendo ao âmbito deste estudo, idealmente, a recolha de informação sobre a espécie no período pós-reprodutor deveria ser feita através de sinergias entre duas situações: o acompanhamento das populações em locais onde anteriormente se tinha estudado a biologia reprodutora (ou outros aspectos da sua estadia) em Portugal, complementado com o acompanhamento das caçadas nas mesmas áreas ou na sua vizinhança. Contudo, vários factores vieram condicionar este objectivo:

- Limitação de recursos humanos para acompanhar as caçadas ao mesmo tempo em locais diferentes; para a maioria dos anos de recolha contou-se apenas com uma equipa (de 1 ou 2 indivíduos) o que inviabilizou a obtenção de réplicas de amostragem noutros locais;

- Impossibilidade de capturar as aves vivas para a obtenção de dados sobre a condição corporal, estatuto migratório, etc.; esta situação foi particularmente limitante nas ZRCE onde dificilmente é dada permissão dos gestores de caça para importunar este recurso animal antes da sua exploração cinegética;

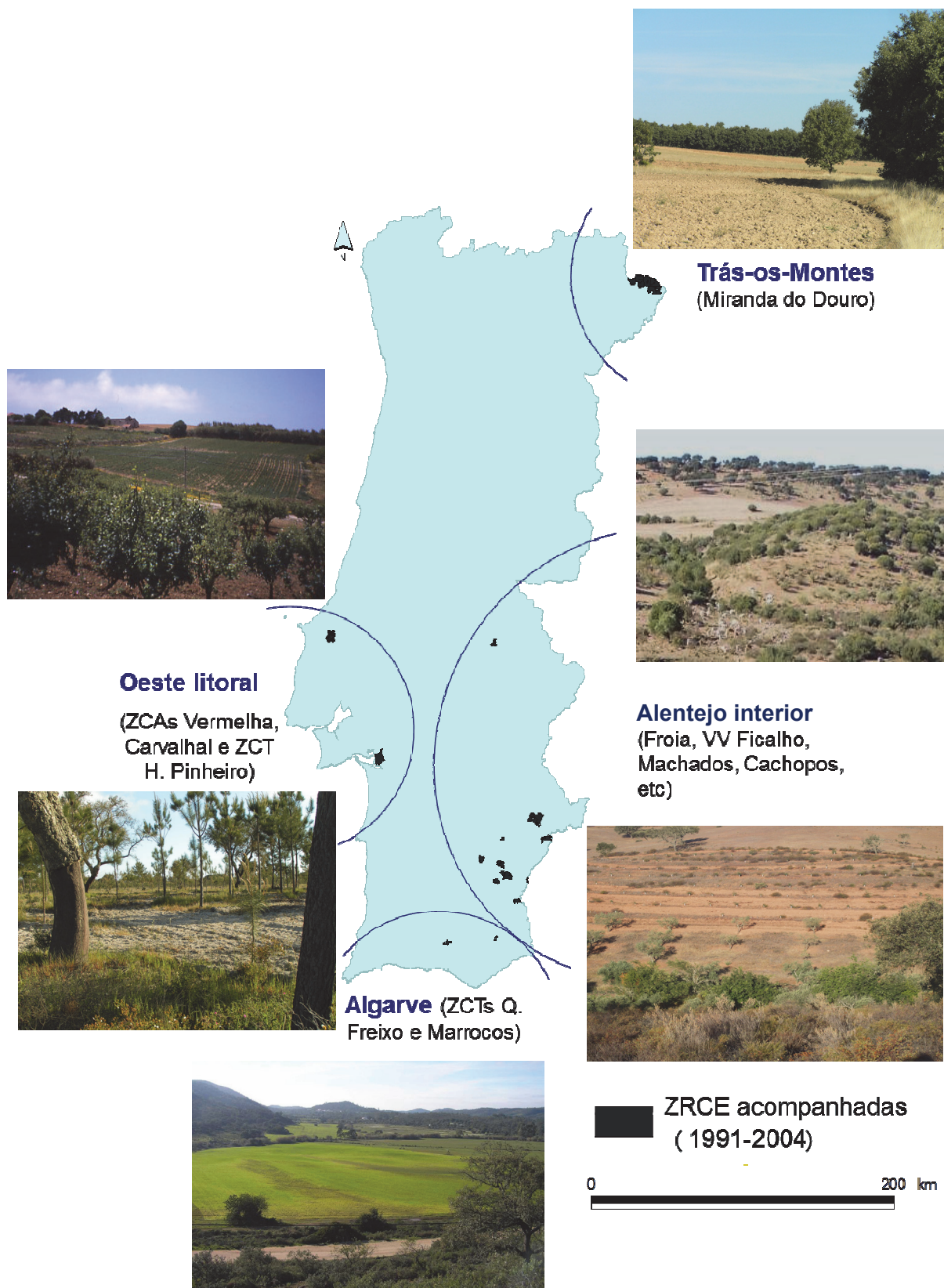
- A actividade de monitorização das caçadas nos moldes deste estudo carece de autorização prévia dos gestores e dos caçadores e necessita de apoio local;

- Restrições à actividade cinegética nas áreas seleccionadas, por factores de vária ordem dos quais se destaca a situação extraordinária em termos de fogos florestais em 2003, que levou à exclusão temporária da actividade cinegética, em particular no Centro e Sul do país (Portaria nº 847/2003 de 14 de Agosto e Portaria nº 939/2003 de 4 de Setembro).

Por outro lado, o simples facto deste trabalho nunca ter sido feito anteriormente fez com que se optasse por tentar integrar e recolher o maior número de dados possível. A prioridade de selecção incidiu nas áreas de caça localizadas o mais próximo possível das áreas acompanhadas no âmbito do estudo de biologia reprodutora (vd. Capítulo 3), de modo a obter dados que pudessem dar informação sobre a pressão cinegética nas populações nidificantes estudadas. Assim sendo, para os anos 1991, 1993, 1994 e 1995, foram acompanhadas as caçadas de rolas-bravas apenas na Quinta do Freixo (Algarve), área onde se tinham efectuado os estudos de ecologia reprodutora (Figura III.10). A confiança entretanto adquirida junto dos caçadores e gestores de caça contribuiu para que em 1996 fosse possível alargar este estudo a mais duas ZRCE, quando os dias de caça não coincidiam com os da Quinta do Freixo. Nesse ano foram assim recolhidos dados na ZCA de Marrocos (Sotavento algarvio) e na ZCA da Herdade dos Machados (junto a Moura). Ao abrigo de um protocolo estabelecido entre o CEABN e o Parque Natural do Vale do Guadiana (PNVG)<sup>10</sup> foi possível acompanhar os efectivos de rola-brava, em período pré-caça e durante as época venatórias de 1998 a 2000, em 10 ZRCE (Dias & Rocha, 1999), contando com o apoio dos funcionários do PNVG. Durante as épocas venatórias de 2003 e 2004, no âmbito de um projecto de investigação<sup>11</sup>, foram acompanhadas as caçadas em onze ZRCE, localizadas em Trás-os-Montes (5 ZRCE), litoral da Estremadura e península de Setúbal (3 ZRCE) e no interior alentejano (3 ZRCE). Procurou-se que estas áreas de caça se localizassem o mais próximo possível das áreas acompanhadas no âmbito do estudo de biologia reprodutiva (vd. Figura II.23).

<sup>10</sup> Protocolo entre CEABN, ADISA e PNVG, 1998 e 1999. Monitorização de rolas-bravas no PNVG.

<sup>11</sup> Projecto POCTI/BSE/41067/2001 "Variação geográfica na abundância e biologia reprodutora da rola-brava [*Streptopelia turtur* (L.)]. Implicações para a gestão cinegética", coordenado pelo CEABN do ISA (UL).



**Figura III.10** – Localização das ZRCE onde foram monitorizadas as caçadas à rola-brava em 1991, 1993 a 1996, 1998 a 2000 e 2003 a 2004 (vd. 3.2.1 e Tabela II.15 para mais detalhes).

Decorrente da época extraordinária de fogos florestais em 2003, foi impedida a caça nas regiões marginais à área de Oleiros e limitada essa actividade na zona da Amareleja; por questões administrativas e legais também não se pôde caçar na Herdade do Pinheiro em 2003. Face a esta situação, estendeu-se o acompanhamento da caça à rola-brava a outras ZRCE do Alentejo interior para as quais se obteve autorização e apoio local e manteve-se o acompanhamento das caçadas nas ZRCE das regiões de Trás-os-Montes (Miranda do Douro) onde se tinham monitorizado as populações reprodutoras da espécie.

As zonas de caça monitorizadas no Alentejo interior localizam-se numa paisagem dominada por montado de azinho, predominantemente envelhecido e disperso, com subcoberto de matos baixos ou médios, terreno lavrado, pastagens ou culturas cerealíferas. Nas margens do rio Guadiana observam-se formações ripícolas e rupícolas de elevada importância ornitológica, sendo característicos os matagais de esteva. Nas linhas de água afluentes pode-se ainda observar alguma vegetação ribeirinha característica de cursos de água mediterrânicos intermitentes. A caracterização das restantes áreas onde se desenvolveu este estudo foi sintetizada no capítulo anterior (vd. 3.2.1).

### 5.2.2. Monitorização das caçadas

As zonas de caça utilizadas neste estudo incluem-se em diferentes situações e tipos de gestão, o que implicou adaptações da estratégia de recolha de dados em cada caso. Assim, antes do início da actividade venatória, foi efectuada uma visita a cada uma das ZRCE, onde se explicou em sessões de divulgação e esclarecimento (a uma audiência formada pelos caçadores e gestores do terreno), o propósito do estudo bem com as actividades previstas e se discutiu a melhor estratégia para obtenção da informação, solicitando o apoio de todos. Para as ZCT e ZCA em que os caçadores tradicionalmente se reuniam após a caçada para apresentar os seus resultados e confraternizar, foi possível analisar as peças abatidas nesse local, na medida da cedência e disponibilidade temporal dos caçadores. Nas restantes áreas em que a gerência não obrigava à apresentação dos abates para controlo, só foi possível analisar as peças de alguns dos caçadores que responderam ao solicitado e se reuniram na sede da Associação após a caçada. Esta situação foi particularmente flagrante na região de Miranda do Douro, em que a única forma de obter dados foi procurar activamente os caçadores nos seus locais de caça (à espera) e solicitar as peças abatidas para observação. Atendendo ao esforço temporal e logístico (número de equipas em campo e locais a prospectar) necessário, esta região ficou bastante limitada em termos da informação obtida sobre o esforço de caça e a totalidade de peças abatidas.



Em cada jornada de caça acompanhada, recolheu-se informação sobre o número de caçadores presentes durante o período da manhã e durante a tarde. A cada caçador foi solicitada a observação do produto da caçada.

### 5.2.3. Tratamento e análise dos dados

Devido ao facto das variáveis potencialmente descritoras da pressão cinegética variarem entre períodos e áreas, calculou-se um índice de produtividade cinegética (*IPC*), desenvolvido para estudos semelhantes (Dias & Rocha, 1999; Carvalho & Dias, 2001); o valor obtido descreve o número médio de aves em função do número de sessões de caça e do número de caçadores intervenientes, podendo ser estatisticamente comparável entre áreas e períodos:

$$IPC = \text{Rola-brava capturada} / \text{caçador} / \text{sessão de caça}$$

Os dados obtidos foram analisados em função dos anos de recolha, regiões e locais. Em termos temporais, estruturou-se a amostra (recolhida nos domingos e quintas feiras) em semanas de época venatória, reportando-se a primeira semana à abertura da caça no ano de 1991 (15 de Agosto). Em 2004 a época venatória iniciou-se mais tardiamente, em 22 de Agosto, sendo estes dados incluídos na segunda semana venatória, devido ao exposto anteriormente. Ainda em 2004, as zonas de caça amostradas (no norte e no litoral) incluíam-se ou estavam na proximidade das áreas monitorizadas para o estudo da biologia reprodutiva, pelo que se optou por analisar conjuntamente os dados recolhidos nas diferentes zonas de caça na área de Miranda do Douro (região de Trás-os-Montes) e juntar os dados obtidos na ZCA do Carvalhal aos da ZCA Vermelha (região da Estremadura /Oeste litoral).

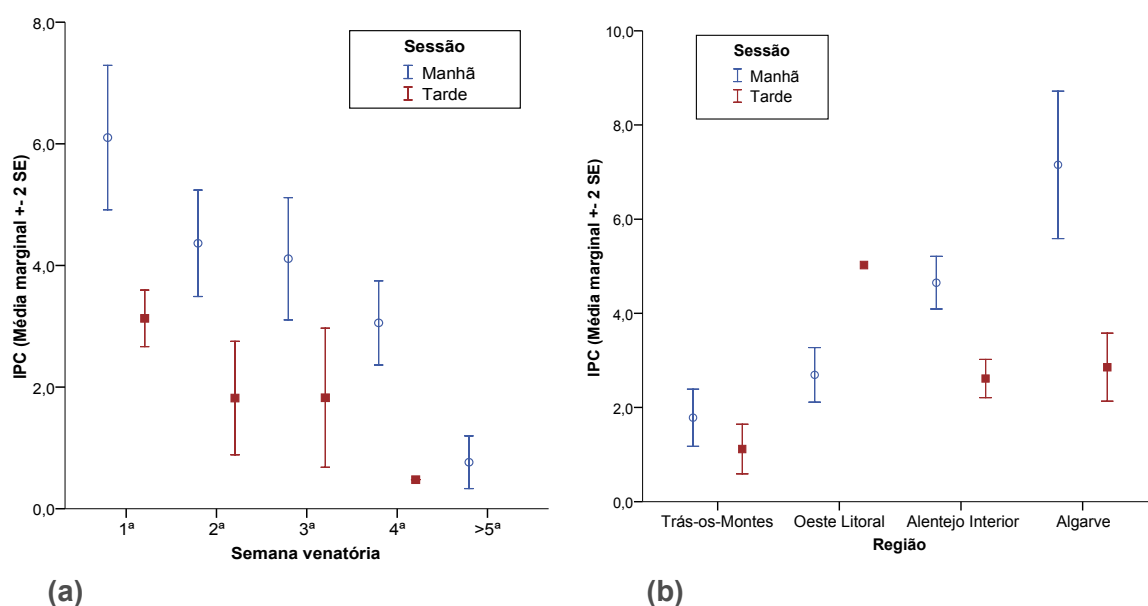
A contribuição das variáveis semana de captura, ano e região, para a variabilidade do *IPC* foi explorada através de modelos lineares. Foi assim possível estimar a magnitude relativa dos efeitos na variável dependente (neste estudo, o *IPC*) de cada uma das variáveis explicativas, independentemente das restantes (McCullagh & Nelder, 1988), bem como as suas interações. Para analisar o significado dos resultados foi efectuado um teste *post-hoc* Scheffé, que é mais conservativo e usado para variáveis com número de amostras diferente (Zar, 1999). As comparações estatísticas foram consideradas significativas para  $p < 0,05$  e os valores indicados no texto referem-se à média e respectivo erro-padrão, quando não explicado de outra forma. Todas as análises foram feitas com o Excel v.2003 e SPSS.14.0.

## 5.3. Resultados

### 5.3.1. Evolução diária e sazonal da abundância de abates

O acompanhamento das caçadas um pouco por todo o país revelou que a jornada de caça foi efectuada predominantemente durante o período da manhã. A caça durante a tarde (cerca de 30% do total das sessões) foi mais comum na região de Trás-os-Montes, Miranda do Douro. Na região Oeste e litoral alentejano a caça durante a tarde foi feita apenas na abertura da época. Na Quinta do Freixo, a única zona turística monitorizada no Algarve, foi possível acompanhar as sessões de manhã e de tarde, mas no Alentejo o prolongamento das caçadas pela tarde foi raro.

O número de rolas-bravas abatidas por caçador variou entre 0 e 20, com um valor médio de 4,51 ( $\pm 0,41$ ). O índice de produtividade cinegética foi significativamente maior durante o período de manhã, quando comparado com o período da tarde (Figura III.11). Este padrão de variação manteve-se durante as semanas monitorizadas e não diferiu estatisticamente entre regiões (Tabela III.4). Na região do Oeste e litoral alentejano, o valor obtido para a sessão da tarde decorre apenas de uma zona de caça e sessão. Para o conjunto da amostra, o *IPC* decresceu gradualmente ao longo das semanas, havendo uma diferença significativa entre a primeira semana (meio de Agosto) e a quinta semana (meados de Setembro). As semanas intermédias não diferiram estatisticamente.

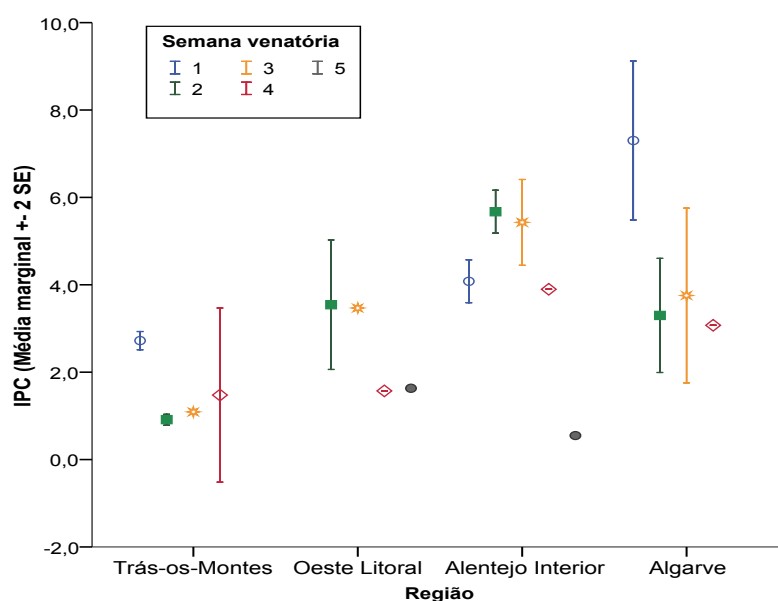


**Figura III. 11** – Variação do índice de produtividade cinegética, *IPC* (média  $\pm$  95% IC): (a) ao longo das semanas e (b) nas quatro regiões de caça consideradas. Médias estimadas com os dados de 98 sessões de caça em 10 anos.

**Tabela III.4** – Resultados da modelação que examina a influência da região, semana e período do dia (e suas interacções) no *IPC*, (todos os dados com a transformação  $\log(x+1)$ , para o conjunto das áreas de trabalho).  $R^2=0,64$ ;  $R^2_{ajustado}=0,52$ .

Factor de variabilidade	g.l.	F	p
Modelo	23	5,65	<0,01
Região	3	2,33	0,08
Semana	4	7,22	<0,01
Sessão	1	4,52	0,04
Região × semana	9	2,34	0,02
Região × Sessão	3	2,56	0,06
Semana × Sessão	3	0,82	0,49
Erro	74		

Apesar da tendência semanal e diária ter apresentado o mesmo padrão geral nas diversas regiões, existiu uma interacção estatisticamente significativa entre a semana e a região, significando que o *IPC* semanal variou de forma diferente em cada uma das regiões (Figura III.12).



**Figura III.12** – Variação semanal do índice de produtividade cinegética, *IPC* (média  $\pm$  95% IC) nas várias regiões. Médias estimadas com os dados de 98 sessões de caça em 10 anos.

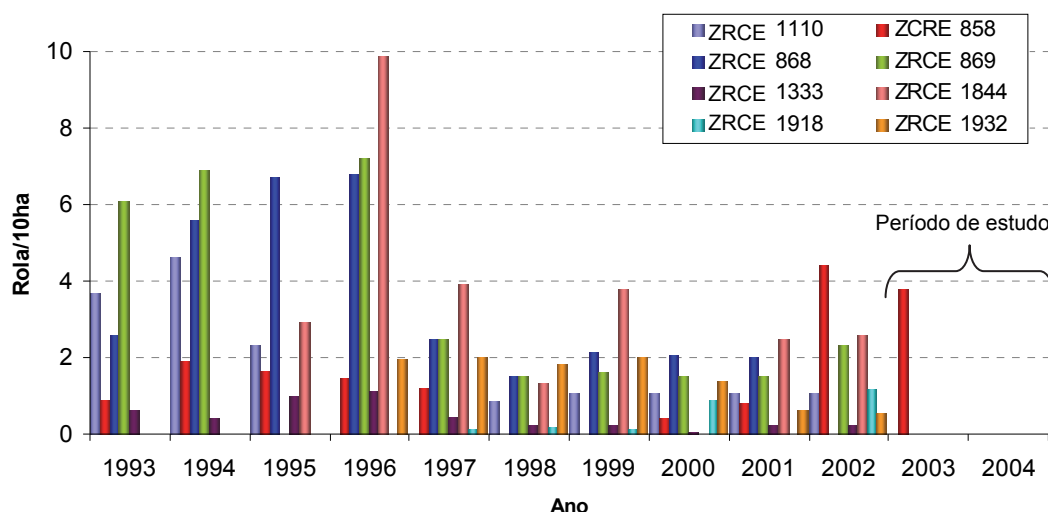
No Algarve, o *IPC* obtido para a primeira semana foi significativamente maior que o observado na restante época venatória. No Alentejo interior, os maiores valores de produtividade da caça surgiram mais tarde na época, já que a primeira semana teve menores valores que a segunda e terceira; a partir desta data os valores diminuíram para

o padrão das outras regiões. No Oeste e litoral alentejano, a época venatória em 2004 teve início uma semana mais tarde devido a opção política e, como tal, não existem dados relativos à terceira semana de Agosto (equivalente à primeira semana venatória nesta análise nacional). No entanto, à semelhança do verificado para o Alentejo interior e para o Algarve, as menores produtividades foram observadas nas últimas semanas venatórias. Trás-os-Montes apresentou os menores valores de *IPC*: apesar da primeira semana ter o maior valor, a diminuição deste índice não obedeceu a uma sequência temporal linear, já que os valores para a segunda semana venatória são menores que os das semanas seguintes; este aspecto sugere que as passagens se fazem em picos diferenciados entre a primeira frente migratória e outra mais tardia.

### 5.3.2. Evolução inter-anual da produtividade cinegética (*IPC*)

#### 5.3.2.1. Variação do *IPC* em Trás-os-Montes

Os valores de produtividade cinegética (*IPC*) utilizados nesta análise resultaram do contacto com caçadores inquiridos em oito áreas sujeitas ao regime cinegético especial durante o período venatório de 2003 e 2004. De acordo com a informação recolhida no âmbito do PNEC, a densidade de abates diminuiu a partir de 1997, na maioria destas ZRCE (Figura III.13). Para 2003 e 2004 não foram disponibilizados dados sobre o total de rolas-bravas caçadas em qualquer das áreas, o que impossibilitou qualquer comparação com a informação obtida em trabalho de campo no âmbito desta tese.

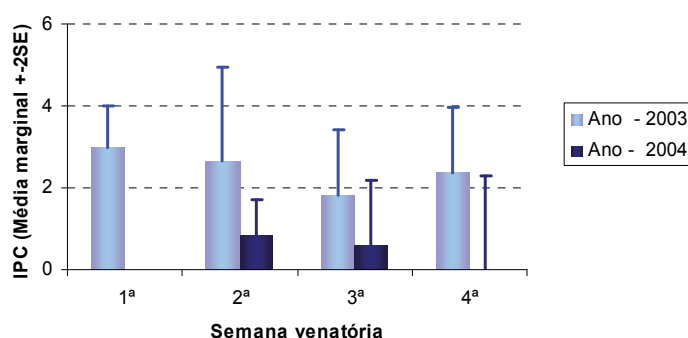


**Figura III.13** – Evolução da densidade de abates ao longo dos anos, nas oito ZRCE de Trás-os-Montes abrangidas no presente estudo (dados do PNEC, não publicados).

O índice de produtividade cinegético obtido para esta área (Trás-os-Montes) foi bastante menor em 2004 comparativamente com 2003, havendo uma tendência para a diminuição nas últimas semanas. No entanto a modelação efectuada não atribui significância estatística a esta tendência (Tabela III.5 e Figura III.14).

**Tabela III.5** – Resultados do modelo para examinar a influência do ano e da semana (e suas interações) no IPC (todos os dados com a transformação log (x+1), para o conjunto das áreas de trabalho).  $R^2=0,61$ ;  $R^2_{\text{ajustado}}=0,43$ .

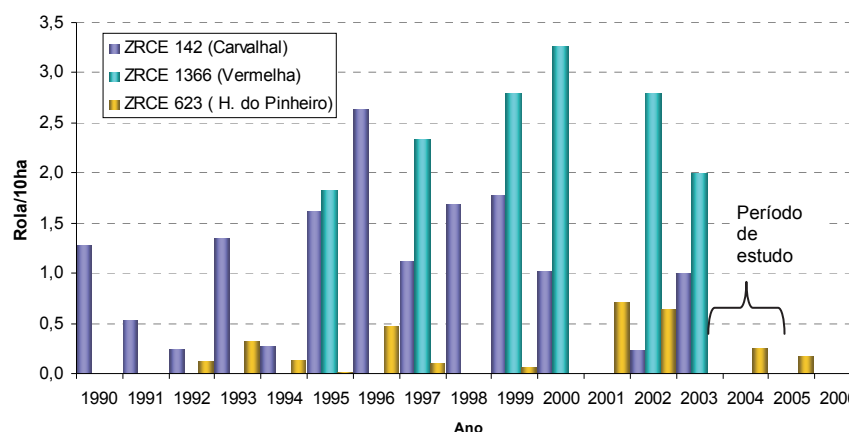
Factor de variabilidade	g.l.	F	p
Modelo	6	3,346	0,03
Ano	1	10,41	<0,01
Semana	3	0,63	0,61
Ano × Semana	2	0,44	0,65
Erro	20		



**Figura III.14** – Variação do índice de produtividade cinegética, IPC (média  $\pm$  95% IC) em Trás-os-Montes, ao longo das semanas venatórias em 2003 e 2004. Médias estimadas com os dados de 20 sessões de caça.

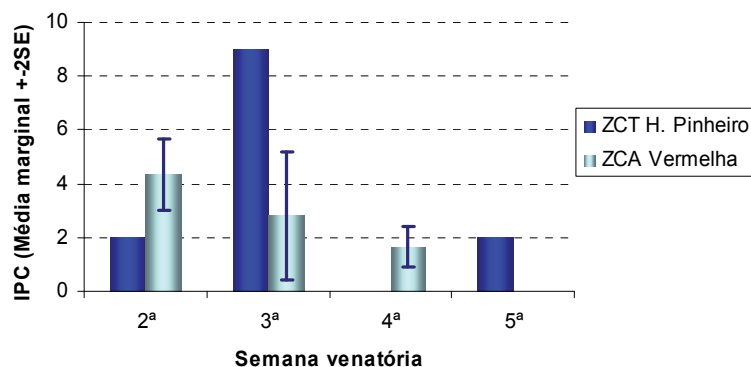
### 5.3.2.2. Variação do IPC no Oeste e litoral alentejano

Os dados relativos ao Oeste e litoral alentejano derivaram do acompanhamento de caçadas durante a época venatória 2004/2005 em três ZRCE, estando a evolução dos abates de rolas-bravas monitorizados pelo PNEC sintetizada na Figura III.15. Os resultados dos abates reportados em 2004 para a Herdade do Pinheiro no âmbito do PNEC corresponderam aos observados nas caçadas monitorizadas. Durante o presente estudo foi apenas possível acompanhar na ZRCE do Carvalhal (área vizinha da ZCA da Vermelha, no Oeste) a manhã da abertura da caça e observar três exemplares abatidos. Devido a este facto, utilizou-se nas análises seguintes apenas a informação recolhida na ZRCE da Vermelha e na Herdade do Pinheiro (no litoral da península de Setúbal).



**Figura III. 15** – Evolução dos abates de rola-brava (por 10ha) ao longo dos anos, nas três ZRCE abrangidas no presente estudo para o Oeste e litoral alentejano (dados do PNEC, não publicados).

O índice de produtividade cinegética para esta região foi maior nas primeiras semanas venatórias em 2004, decrescendo nas seguintes. No entanto, este padrão foi diferente nas duas zonas de caça consideradas (Figura III. 16). Assim, enquanto na Vermelha o índice atingiu os maiores valores aquando da abertura da caça (segunda semana venatória), registando uma redução gradual ao longo do período venatório, na Herdade do Pinheiro foi na terceira semana venatória que se atingiram os maiores valores de produtividade.

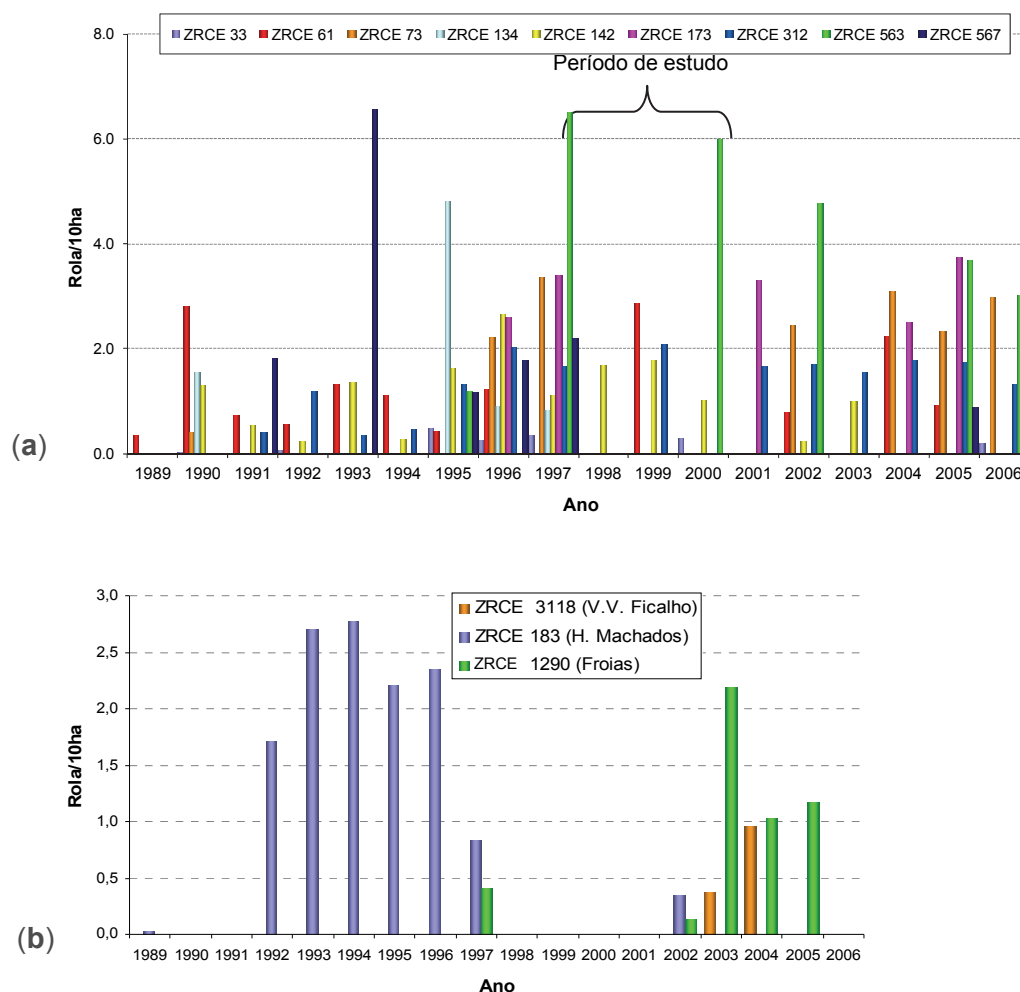


**Figura III.16** – Valores do índice de produtividade da caça, *IPC* (média  $\pm$  95% IC) ao longo das semanas venatórias de 2004 nas zonas de caça da Vermelha e Herdade do Pinheiro.

### 5.3.2.3. Variação do *IPC* no Alentejo interior

A análise efectuada para esta região incluiu dados recolhidos em dez zonas de caça integradas no PNVG e três nas imediações. De acordo com os dados disponibilizados pelo PNEC, o padrão de exploração anual de rola-brava em cada área no PNVG, variou entre 0,01 rola-brava/10ha e 6,5 rola-brava/10ha. Os períodos abrangidos pelo presente estudo correspondem precisamente aos anos de menor representação no PNEC (Figura III.17a). As restantes ZRCE monitorizadas no Alentejo

interior localizam-se a norte do PNVG e têm padrões de exploração cinegética da rola-brava temporalmente diferentes. A Herdade dos Machados disponibilizou informação ao PNEC apenas para a década de 90, enquanto a ZCM de Vila Verde de Ficalho se constituiu apenas em 2003 (Figura III.17b). Em Froias, a única sessão acompanhada no presente estudo inseriu-se no ano (2003), em que se registou o valor mais elevado de rolas-bravas caçadas. Em qualquer dos casos os abates reportados para as ZRCE em estudo coincidiram com os observados durante as caçadas.



**Figura III.17** – Evolução do número de rolas-bravas caçadas (por 10ha) ao longo dos anos para (a) as ZRCE abrangidas no presente estudo e incluídas no Parque Natural do Vale do Guadiana e (b) fora desta área protegida (dados do PNEC, não publicados).

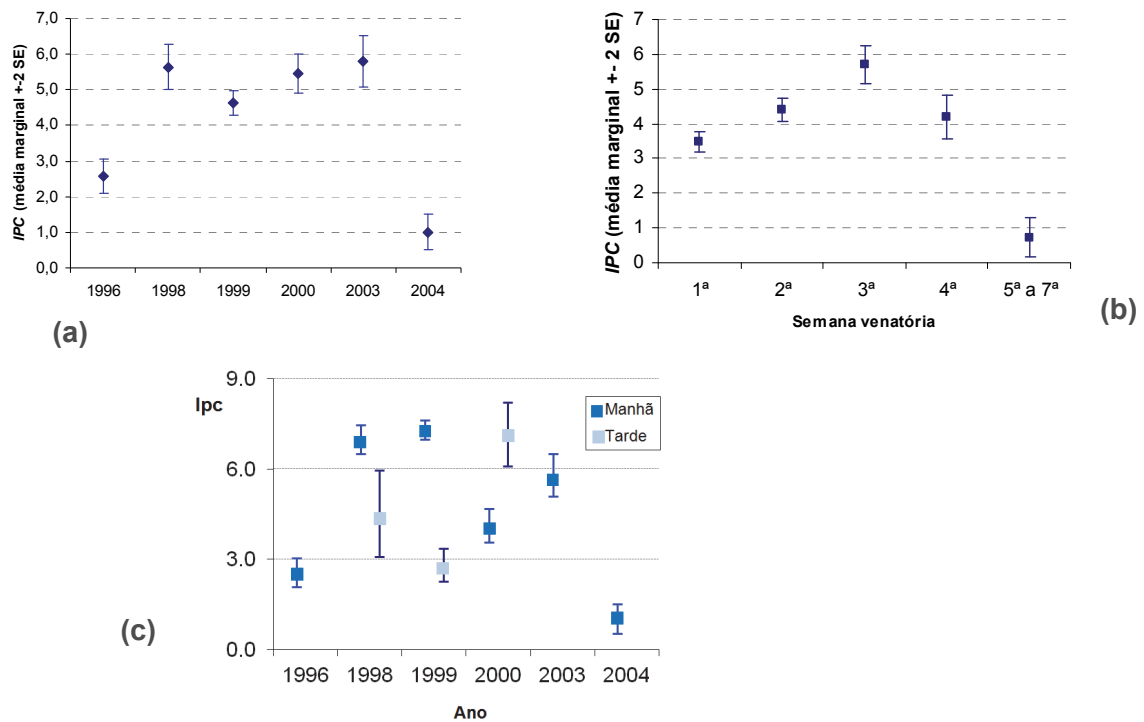
No Alentejo interior, as diferenças encontradas para o *IPC* tiveram significado estatístico entre os anos, mas não entre sessões ou semanas de caça (Tabela III.6). Os menores valores de *IPC* ocorreram em 1996 (H. dos Machados) e 2004 (V. V. Ficalho) (teste *post-hoc* Sheffé=0,26), diferindo estes dois dos restantes anos (todos no PNVG)



que não apresentaram diferenças significativas entre si (teste *post-hoc* Sheffé,  $p=0,31$ ). A evolução semanal do *IPC* não ocorreu de uma forma linear no período em estudo, apontando a primeira semana de Setembro como a mais produtiva e evidenciando um decréscimo acentuado após a quarta semana. O período do dia em que a caça se realizou não afectou significativamente a produtividade cinegética no conjunto da amostra. Os maiores valores do *IPC* verificaram-se durante as sessões matinais nas primeiras três semanas e durante 1998 e 1999. Já em 2000, os maiores valores verificaram-se durante as sessões da tarde e no fim da época (Figura III.18).

**Tabela III.6** – Resultados do modelo para examinar a influência do ano, semana e período do dia (e suas interacções) no *IPC* para o Alentejo interior (todos os dados com a transformação log (x+1), para estas áreas).  $R^2=0,77$ ;  $R^2_{\text{ajustado}}=0,58$ .

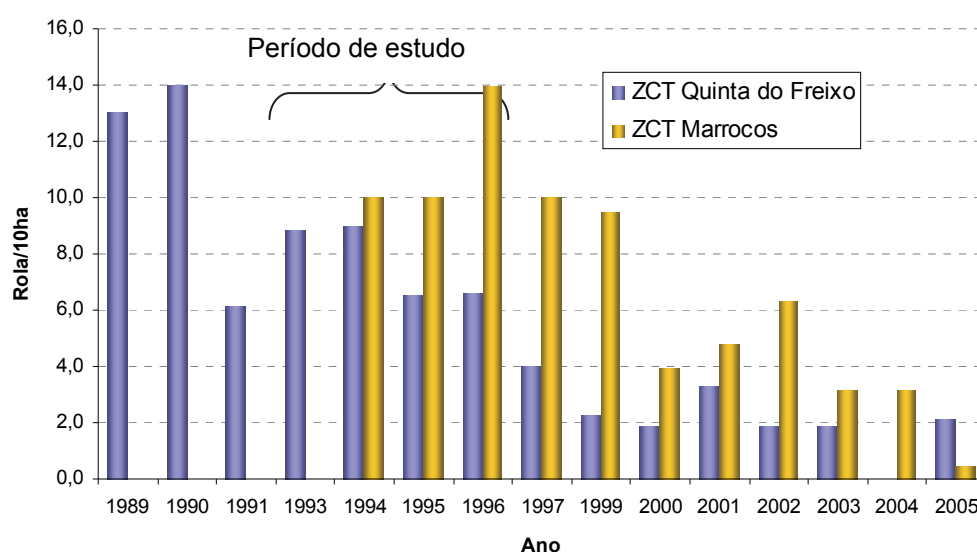
Factor de variabilidade	g.l.	F	p
Modelo	18	4,034	<0,01
Ano	5	3,89	0,01
Semana	4	2,75	0,05
Sessão	1	0,69	0,41
Ano × Sessão	2	2,58	0,09
Ano × Semana	6	0,81	0,57
Erro	22		



**Figura III.18** – Variação do índice de produtividade cinegética, *IPC* (média  $\pm$  95%IC) no Alentejo interior, ao longo dos anos (a) das semanas (b) e entre sessões de caça (c). Médias estimadas com os dados de 41 sessões de caça.

#### 5.3.2.4. Produtividade cinegética na região do Algarve

Para a determinação do índice de produtividade cinegética na região do Algarve foram usados os dados recolhidos na Quinta do Freixo entre 1991 e 1996 e ainda os dados de uma sessão de caça acompanhada em 1996 na ZCA Marrocos, também no Sotavento algarvio. O padrão de exploração cinegética de rola-brava nestas duas ZRCE, avaliado com os dados do PNEC, reflectiu o encontrado para a maioria das áreas no Algarve no capítulo anterior, em que se verificou uma tendência para o decréscimo ao longo dos anos (Figura III.19).

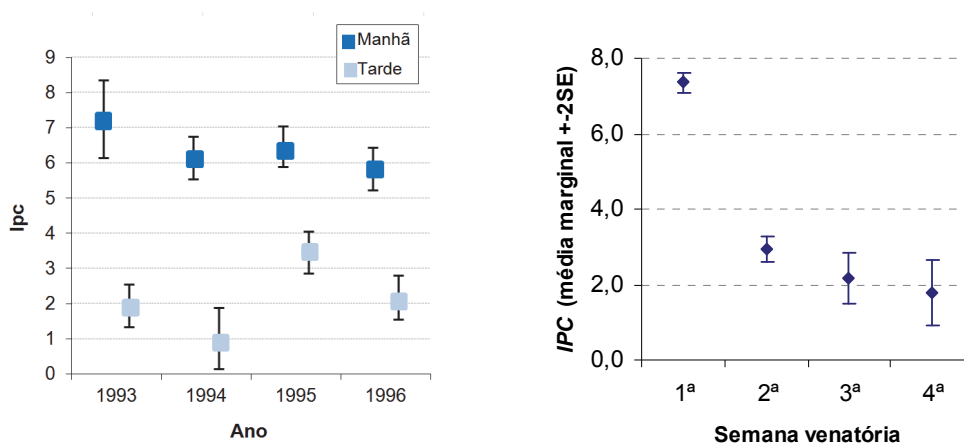


**Figura III. 19** – Evolução do número total de rolas-bravas caçadas (por 10ha) nas ZRCE acompanhadas durante o presente estudo na região do Algarve (dados do PNEC, não publicados).

Os resultados da modelação dos abates de rola-brava para a região do Algarve estão sintetizados na Tabela III.7. Nesta região, os valores de *IPC* não variaram significativamente ao longo dos anos. Confirmou-se o padrão coincidente com maiores valores deste índice durante as sessões matinais, bem como um decréscimo ao longo das semanas (Tabela III.7 e Figura III.20). Este padrão manteve-se ao longo dos anos (interacções sessão × ano e semana × ano, n.s.).

**Tabela III.7** – Resultados da modelação que examina a influência do ano, semana e período do dia (e suas interações), no *IPC* para o Algarve (todos os dados com a transformação log (x+1), para estas áreas)  $R^2=0,81$ ;  $R^2_{\text{ajustado}}=0,56$ .

Factor de variabilidade	g.l.	F	p
Modelo	15	3,22	0,03
Ano	4	0,96	0,47
Semana	3	5,76	0,01
Sessão	1	22,51	<0,01
Ano × Sessão	3	0,69	0,58
Ano × Semana	4	0,55	0,71
Erro	11		



**Figura III.20** – Variação do índice de produtividade cinegética, *IPC* (média ± 95% IC) entre 1993 e 1996 no Algarve, de acordo com os períodos do dia e as semanas venatórias. Médias estimadas com os dados de 26 sessões de caça nos 4 anos.

## 5.4. Discussão e conclusões

Os resultados da exploração cinegética reflectem a capacidade intrínseca de cada local para acolher a espécie alvo e o esforço de caça aplicado, sendo este condicionado pelo tipo de gestão e controle da área (Montoya & Meson, 2002; Whitlock *et al.*, 2003). No caso das ZRCE, admite-se que as jornadas de caça sejam directamente proporcionais à aptidão e potencial estimado de cada zona, pois é do interesse do gestor manter a produção cinegética sustentável (Walters & Holling, 1990; Hunt, 2013). As avaliações da pressão cinegética são frequentemente suportadas por estatísticas grosseiras (Myrberget, 1988) e premissas de que o esforço de caça se mantém constante

ao longo da época venatória (Nichols & Williams, 2006). No entanto, para uma espécie migratória, o esforço de caça está muito associado à dinâmica da população visada e aos seus fluxos migradores (Besnard *et al.*, 2010), havendo a necessidade de não limitar a avaliação desta variável pontualmente no tempo, mas monitorizá-la ao longo da época venatória (Baskett *et al.*, 1993; Kokko, 2001; Bonnot *et al.*, 2011).

Da análise exploratória exposta neste capítulo sobressai a dificuldade em obter amostras representativas do que se passa nas regiões e que possam posteriormente ser comparadas com os registos da exploração cinegética enviados à tutela. Apenas em dez das 26 ZRCE monitorizadas existiam dados no PNEC para o período em estudo e dessas, apenas em seis houve concordância entre o observado nas jornadas de caça e o registado no PNEC. Os valores de produtividade cinegética observados no Algarve nas ZRCE estudadas foram coincidentes com a maior densidade de abates de rola-brava reportada nas estatísticas da caça (PNEC) para a região. Já as estimativas obtidas para o interior alentejano sugerem uma maior importância relativa desta região do que aquela que pôde ser constatada pela análise da densidade de abates (*vd.* Capítulo 4). No entanto, estas duas regiões confinam com as regiões espanholas onde a produtividade de caça é tradicionalmente das maiores da Península Ibérica (Gutiérrez, 2001; Rocha & Hidalgo, 2002; Tomillo, 2013).

Apesar da heterogeneidade espacial e temporal da amostra foi possível reconhecer dois padrões de variação temporal. A produtividade de caça variou de acordo com o período do dia, tendo sido geralmente maior nas sessões efectuadas durante a manhã. Este aspecto, reconhecido também na exploração de outras aves cinegéticas (*e.g.*, Bonnot *et al.*, 2011; Schulz *et al.*, 2013), pode ser resultado de o início do dia coincidir com as horas de maior actividade das aves em deslocações entre os locais de refúgio e os de alimentação (Calladine *et al.*, 1999; Fernandes, 1999; Rocha *et al.*, 2009). Acresce o facto de, naquele período, as aves se movimentarem sem restrições por não estarem ainda de sobreaviso com factores de perturbação (*e.g.*, tiros) que irão aumentar de intensidade posteriormente (Casas *et al.*, 2009; Sokos *et al.*, 2013). Os maiores índices de produtividade cinegética registados durante a sessão da tarde podem ter resultado do aumento temporário da densidade de aves na área, em resultado da fuga de locais vizinhos onde ocorra perturbação pela caça (Besnard *et al.*, 2010) ou ainda dever-se à chegada de contingentes migradores no final do dia (Dias & Rocha, 1999). Também há que pensar que a relação entre a produtividade da caçada e o esforço de captura pode não ter sido linear, mas dependente da densidade de aves (Aebischer & Baines, 2008). Nos anos monitorizados de menor abundância de rola-brava, verificou-se um desinvestimento na captura durante a tarde (Hunt, 2013), que pode contribuir para explicar a deflacção na densidade de abates.

Os resultados deste estudo permitiram ainda identificar uma tendência para o decréscimo da produtividade das caçadas ao longo do período venatório, evidenciado em particular no Algarve. Este padrão não foi, contudo, homogéneo entre regiões, uma vez que nas zonas de caça no interior do país, as primeiras semanas de Setembro revelaram-se as mais importantes em termos de produtividade cinegética de rola-brava. A variabilidade verificada em algumas áreas parece reflectir a contribuição dos migradores para a população total nas regiões (Murton, 1969; Pereira, 1979; Rocha & Hidalgo, 2002), já que as rotas tradicionais de migração incluem a costa atlântica e os cursos fluviais ibéricos (Moreau, 1956; Marchant, 1969; Eraud *et al.*, 2013; Eraud & Lormé, 2015).

Apesar das dificuldades evidenciadas neste estudo em obter informação robusta a larga escala, considera-se que o acompanhamento do índice de produtividade da caça ao longo dos anos e da época venatória pode contribuir para uma optimização dos padrões de ocupação dos terrenos caçáveis. Este aspecto é útil, tanto para a preparação do plano de exploração (POEC) e gestão cinegética (PG), como para o planeamento de conservação de *Streptopelia turtur* a nível regional. No entanto, a estrutura da população de rola-brava em período venatório pode também influenciar a sua susceptibilidade à caça. Por exemplo, comportamentos diferenciados entre sexos ou classes etárias perante atractivos alimentares (Hanane, 2009; Rocha & Quilfelt, 2015) ou perturbação de caça (Sokos *et al.*, 2013) podem conduzir a caça selectiva relativamente a um dos componentes da população e esse facto repercutir-se na produtividade cinegética de alguns locais. Reconhece-se, por isso, a importância para a gestão da rola-brava de conjugar a informação sobre o esforço de caça e a produtividade das caçadas com a caracterização dos efectivos populacionais sujeitos à actividade venatória. Este tema será abordado no capítulo seguinte.

Em síntese, os resultados deste capítulo permitiram identificar:

- Um padrão diário de produtividade cinegética, com maiores valores nas sessões da manhã comparativamente com as sessões de tarde;
- Um padrão de produtividade cinegética que atinge, de um modo geral, os maiores valores no início da época, mas que é variável de acordo com a região;
- O potencial do PNEC para apoiar a gestão da caça à rola-brava e a necessidade de o reforçar; a inclusão de dados sobre localização e número de caçadores por sessão de caça, bem como o número de peças abatidas e cobradas por caçador, permitirá avaliar a produtividade cinegética em cada ZRCE.



# SECÇÃO



## A ROLA-BRAVA EM PERÍODO VENATÓRIO

### **CAPÍTULO 6.** Caracterização das populações caçadas de *Streptopelia turtur*



“Estava um vento levantisco, viam-se os burburinhos peneirar pelas aradas, e as rolas que são caça mui cativa, atreita às mudanças de temperatura, em dias assim recolhem cedo. Agosto lá ia levado e já elas abandavam para migrarem, esquivas ao homem e vigilantes.”

Aquilino Ribeiro (1918), *A Via Sinuosa*, página 180





## 6

■ Caracterização das populações caçadas de *Streptopelia turtur*

## 6.1. Introdução

Os estudos baseados nos quadros de caça consubstanciam grande parte da informação disponível sobre a rola-brava em período pós-reprodutor, quer em Portugal (Cordeiro, 1977; Santos-Júnior, 1978-79, 1981; Isidoro, 1979-1980; Dias & Fontoura, 1996; Fontoura, 2004), quer noutros países onde nidifica (Devort, 1988; Fernandez & Camacho, 1989; Génard, 1989; Jiménez *et al.*, 1992; Guttierrez, 2001; Thomaides *et al.*, 2001; Rocha & Hidalgo, 2002; Hanane, 2009; Rocha *et al.*, 2009; Arnauduc *et al.*, 2011). No entanto, a maior parte destes estudos referem-se à análise quantitativa dos exemplares caçados e poucos exploram o potencial das peças abatidas como fontes de informação individual sobre esta espécie cinegética (Dias, 1996). De facto, o recurso aos quadros de caça em estudos de biologia de aves (para fornecer informação sobre sexo ou sobre alimentação) é bastante menos praticado e divulgado comparativamente ao verificado com as peças de caça maior (e.g., White & Braun, 1978; Hepp *et al.*, 1986; Hine *et al.*, 1999). Grande parte do problema reside no facto de ser necessário ultrapassar a reserva dos caçadores em apresentarem o produto da caçada e, mais difícil ainda, em fornecerem esse material para análise. Daí que a recolha de dados de biologia com recurso à diagnose interna dos animais não seja muito comum. Para a rola-brava, que não se pode capturar fora da época de caça e que não é fácil de manter em cativeiro (Neves, 1983), a análise dos exemplares caçados assume portanto papel primordial em qualquer estudo da ecologia da espécie (Dias, 1996; Boutin, 1998a; Rocha & Hidalgo, 2002; Tesson, 2002).

Na rola-brava, tal como noutros columbídeos (Fedynich *et al.*, 2013), a simples caracterização dos padrões de coloração da plumagem e das partes nuas (como o bico, patas e coroa circum-orbital), permite identificar a classe etária (Svensson, 1993; Cramp, 1985). Uma análise da evolução da primeira muda poderá complementar esta informação,

permitindo estimar por retro-cálculo a idade dos indivíduos nascidos no ano (Haas & Amend, 1976, 1979). A razão entre as diferentes classes etárias possibilitará a obtenção de informação sobre a selectividade da caça (Miller & Otis, 2010; Rocha & Quillfeldt, 2015), o potencial recrutamento anual (Bonnot *et al.*, 2011) e o sucesso reprodutor de um dado ano ou local (Carvalho & Dias, 2001, 2006; Rocha & Hidalgo, 2001, 2002; Hanane, 2009).

Ainda não é possível explicar as complexas relações entre muda e as outras actividades no ciclo anual de uma ave ou como essas são mantidas e controladas, sugerindo os trabalhos de vários autores (e.g., Murton & Westwood, 1977; Meier & Ferrell, 1978; Lindstrom & Piersma, 1993) que existem vários mecanismos que actuam com maior ou menor relevância de acordo com a espécie. No entanto, sabe-se que para a maioria das espécies, a muda, a migração e a reprodução não se sobrepõem significativamente, especialmente nas regiões temperadas (Newton, 2008). Esta segregação temporal no ciclo anual sugere que deva existir uma competição por um ou mais recursos que condicionam estas actividades e que frequentemente será a alimentação, já que a muda requer um aumento adicional de energia e de produção proteica não compatível com outras actividades como a reprodução ou a migração em pleno (Ginn & Melville, 1983; Barta *et al.*, 2008). No caso da rola-brava a migração efectua-se com a muda suspensa (Mead & Watmough, 1976; Berthold, 2001). Tendo estes aspectos em consideração, a avaliação do estado da muda durante a época venatória poderá fornecer pistas sobre as condições fisiológicas dos indivíduos ao longo do tempo e funcionar como critério complementar de avaliação do estatuto de migração (Barlein, 1995; Kirkpatrick, 1980).

Tal como para outras espécies de aves, os dados biométricos auxiliam na identificação de variações sub-específicas e regionais (Svensson, 1993), na atribuição de idade e sexo a indivíduos (Campos *et al.*, 2005) ou fornecem pistas para a distinção de áreas de origem (Wilson *et al.*, 2001; Alonso *et al.*, 2006), riscos de predação e comportamento migrador (Alonso & Arizaga, 2006). Na Península Ibérica, a exiguidade de dados de biometria para muitas espécies limita a capacidade de entender factores que afectam, por exemplo, o sucesso reprodutor e a sobrevivência. Este problema agudiza-se quando se considera que, na Europa, a maioria do trabalho de investigação é feito nas regiões mais setentrionais e os seus resultados podem não se aplicar às espécies que usam a região mediterrânica. Os poucos dados biométricos publicados sobre *Streptopelia turtur* provêm maioritariamente de espécimes de colecções museológicas (Cramp, 1985) recolhidas noutras regiões da Europa e poucos trabalhos tentaram testar as relações entre sexos, tamanho corporal ou características fenotípicas e a muda, apesar de esta ser um processo que necessita de elevadas quantidades de energia (Hirons *et al.* 1984; Browne & Aebischer, 2003b; Zuberogitia *et al.*, 2005). Por estas razões, os estudos de

biometria são uma parte vital dos esforços de conservação (Alonzo & Arizaga, 2006) e podem ser obtidos em grande quantidade através da análise dos exemplares caçados, usando métodos padronizados (Garcia Del-Rey & Gosler, 2005; Hernández *et al.*, 2011).

A capacidade de identificar correctamente o sexo em indivíduos vivos de espécies monogâmicas como *S. turtur* tem implicações importantes para a investigação em conservação (Zuberogoitia *et al.*, 2005), em particular na forma como diversos factores afectam a sua estrutura populacional (Clutton-Brock, 1986). No entanto, o facto de a rola-brava não ser uma espécie obviamente dimórfica em tamanho ou plumagem, torna a sua identificação sexual difícil no campo. Algumas propostas feitas para sexar as rolas-bravas assentam nas diferenças de comprimento de asa (Cramp, 1985; Svensson, 1993) ou em aspectos que só têm expressão durante o período de actividade reprodutora, como o comportamento sexual e intensidade de canto (Cramp, 1985; De Kort & Ten Cate, 2004; Fontoura, 2004; Saraiva, 2004). Em alternativa, pode recorrer-se a métodos tradicionais como a laparoscopia (Risser, 1971) ou observação da cloaca (Petrides, 1950; Miller & Wagner, 1955; Swanson & Rappole, 1992) ou outros mais recentes como as análises genéticas (Griffiths *et al.*, 1998; Fridolfson & Ellegren, 1999; Bertellotti *et al.*, 2002; Wu *et al.*, 2006) e hormonais (e.g., Eason *et al.*, 2001). Contudo, e apesar dos desenvolvimentos tecnológicos dos últimos anos, estas técnicas são ainda dispendiosas, demoradas, algumas são altamente invasivas e requerem investigadores treinados e equipamento especial (Edgington, 1989; Hernandez *et al.*, 2011).

A utilização das peças caçadas permite confirmar o sexo dos animais através da identificação das gónadas e relacionar este parâmetro com outras variáveis (e.g., biométricas) de modo a identificar um método eficaz e de fácil utilização para sexar rolas-bravas quando não é possível dissecar o animal. Este aspecto é particularmente importante uma vez que os esforços de conservação da espécie passam pela monitorização da estrutura sexual e das suas populações em todas as fases do ciclo de vida (Boutin, 1998; Lutz & Jensen, 2007).

A dissecação do tubo intestinal permite recolher dados sobre a intensidade do saturnismo (Kendall & Scalon, 1979, 1982; Tavernier *et al.*, 2004; Rodrigues *et al.*, 2005), sobre a dieta (Jiménez *et al.*, 1992; Dias & Fontoura, 1996) e avaliar macroscopicamente a actividade glandular do papo (Mirarchi & Scanlon, 1982; Dias & Fontoura, 1996a). Esta última característica, típica dos columbiformes durante o período reprodutor, é responsável pela produção de uma substância proteica utilizada pelos progenitores de ambos os sexos para alimentar as crias durante os primeiros dias de crescimento (Peiró, 1983; Mirarchi, 1993). A conjugação da evolução deste parâmetro com a observação das dimensões das gónadas pode ser utilizada para avaliar o estatuto reprodutor dos animais (Hepp *et al.*, 1986; Garrigues *et al.*, 1991; Fontoura *et al.*, 1999).

A deposição de gordura de forma extensiva é normalmente considerada como uma adaptação para a migração (Lindstrom, 1991), já que essa gordura acumulada é utilizada para suportar voos de longa distância. Os estudos de condição corporal podem usar índices numéricos para visualmente atribuir a carga de gordura em aves vivas (Brown, 1996; Milenkaya *et al.*, 2013). Alguns índices são baseados em estimativas visuais da quantidade ou repleção da cavidade clavículo-coracóide e da gordura que rodeia a cavidade abdominal (Kaiser, 1993; Barlein, 1995), onde é mais fácil reconhecer os depósitos adiposos (Redfern & Clark, 2001). Os trabalhos de Fernandes (1999) e Redfern *et al.* (2000), entre outros, mostraram que estes índices parecem estar correlacionados entre si e altamente correlacionados com a massa corporal total. Os depósitos de gordura sub-alar são também usados por outros autores que os correlacionam com o grau de repleção clavículo-coracóide e com a quantidade total de gordura armazenada (Lindstrom & Piersma, 1993; Gonçalves, 2003), sendo mais sensíveis do que as estimativas visuais, já que se baseiam em medições (Fernandes, 1999). Os padrões de armazenamento e a quantidade da gordura diferem dentro da mesma espécie dependendo da actividade fisiológica (migração vs. não migração), da estratégia migratória, da velocidade de migração e do comportamento do voo contínuo em cada fase (Redfern *et al.*, 2000; Gonçalves, 2003; Milenkaya *et al.*, 2013). Desconhece-se a evolução destes processos na rola-brava.

Este capítulo baseou-se numa amostra de espécimes de *S. turtur* caçados para caracterizar a biometria (*e.g.*, dimensões de estruturas ósseas, córneas e emplumadas) e a evolução da estrutura populacional (idade e sexo), da condição física (peso, armazenamento lipídico) e fisiológica (estado reprodutor, actividade da glândula do papo) ao longo do período venatório. Complementarmente, investigou-se se a combinação de um pequeno número de medidas morfométricas facilmente recolhidas no campo pode ser usada para determinar o sexo da rola-brava.

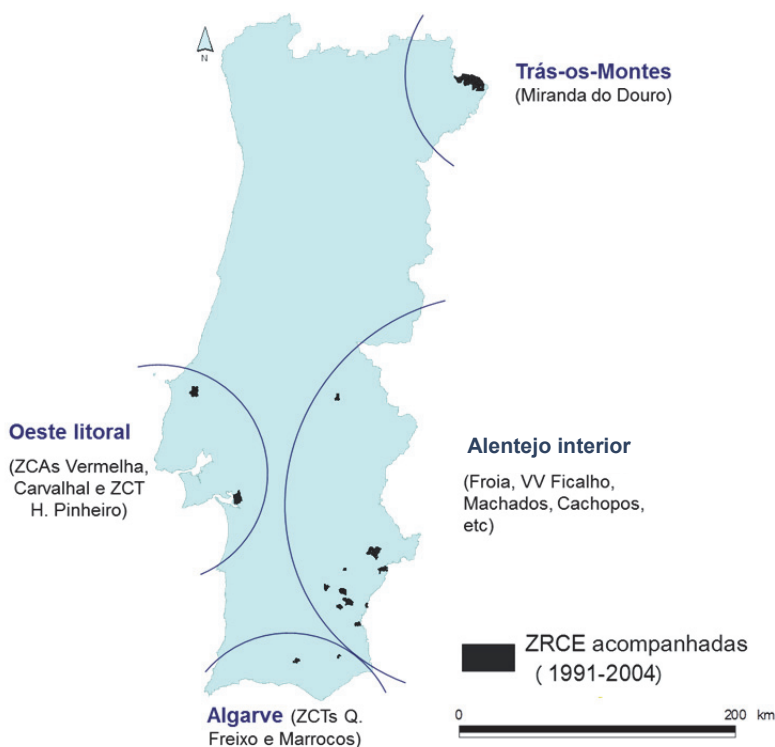
Em síntese, neste capítulo testaram-se as seguintes hipóteses:

- 1) A razão etária da população pós-migradora varia de acordo com as regiões e períodos venatórios;
- 2) A caça é selectiva relativamente às classes etárias e sexuais;
- 3) A condição corporal da rola-brava difere entre classes etárias e sexos e varia entre regiões e ao longo da época venatória;
- 4) A sobreposição entre período venatório e reprodutor varia de magnitude consoante as regiões;
- 5) Existe estatuto migratório diferenciado consoante a idade e a fase reprodutora.

## 6.2. Metodologia

### 6.2.1. Origem espacial e temporal dos dados

Os dados analisados neste capítulo foram recolhidos durante o acompanhamento de sessões de caça em Zonas de Regime Cinegético Especial (ZRCE), um pouco por todo o país (Figura III.21). Estas ZRCE foram descritas em capítulos anteriores assim como a apresentação das actividades cinegéticas que precederam a recolha de dados. A sua distribuição espacial resultou dos condicionantes derivados das disponibilidades logísticas e de apoio para o manuseamento das peças de caça, conjugados com a tentativa de proximidade com áreas onde se estudou a ecologia reprodutora e alimentar (Capítulo 3). Seis dessas zonas localizam-se na região de Trás-os-Montes (a norte de Miranda do Douro), duas mais próximas da costa atlântica incluídas no âmbito do presente estudo na região Oeste litoral (ZCA Vermelha e ZCT Herdade do Pinheiro), 13 zonas de caça no interior alentejano, a maioria abrangida pelo PNVG e ainda duas zonas no Algarve (ZCT Quinta do Freixo e ZCT Marrocos).



**Figura III.21** – Localização das ZRCE onde foram monitorizadas as rolas-bravas abatidas em 1991, 1993 a 1996, 1998 a 2000 e 2003 a 2004.

Tal como foi explicado anteriormente (vd. Capítulo 4), a recolha de dados foi temporalmente espaçada e irregular (Tabela III.8). Assim, enquanto o Algarve foi amostrado entre 1993 e 1996, para o interior alentejano utilizaram-se amostras entre 1996 e 2004. Em Trás-os-Montes recolheu-se a amostra de menores dimensões em 2003 e 2004 e a região do Oeste litoral esteve representada apenas com amostras recolhidas em 2004. A classe etária foi identificada em 7500 rolas-bravas caçadas, das quais 2767 puderam ser analisadas com maior detalhe. A amostra utilizada está sintetizada na Tabela III.8, onde se apresentam também as datas e locais de cada sessão de caça.

**Tabela III.8** – Síntese dos dados recolhidos durante o acompanhamento da actividade cinegética entre 1991 e 2004 em zonas de regime cinegético especial (ZRCE), incluindo zonas de caça turísticas (ZCT), associativas (ZCA) e municipais (ZCM).

Região	Ano	Local	Sessões de caça	Semanas venatórias	Total de rolas observadas	Sub-amostra
Algarve	1991	ZCT Quinta do Freixo - Loulé	1	1	40	40
	1993		6	2	1004	70
	1994		5	3	777	100
	1995		6	2	819	84
	1996		8	4	827	118
		ZCT Marrocos - Tavira	1	1	179	22
Alentejo Interior	1996	ZCA H. dos Machados - Moura	4	4	450	31
	1998	5 ZRCE no PNVG	17	3	837	636
	1999	7 ZRCE no PNVG	21	4	1547	1034
	2000	4 ZRCE no PNVG	4	1	443	238
	2003	ZCA A.ª da Serra no PNVG	1	1	59	19
		ZCA Froias - Alter do Chão	1	1	98	82
	2004	ZCM Vila Verde Ficalho - Serpa	5	5	151	58
Oeste Litoral	2004	ZCT H. Pinheiro e ZCA Vermelha	10	3	159	159
Trás-os-Montes	2003	5 ZCA Vimioso- Miranda	8	4	87	56
	2004		16	3	23	20
Total	10 anos	26 ZRCE	114	42	7500	2767

### 6.2.2. Análise dos exemplares

Previamente ao trabalho de campo foi elaborada uma ficha para recolha da informação (adaptada de outros trabalhos similares) e foram testadas as diferentes técnicas e procedimentos, de forma a homogeneizar critérios e diminuir a variabilidade de recolha de dados entre amostragens. A sexagem e a determinação dos parâmetros de condição corporal e estatuto reprodutor foram efectuados por uma única pessoa. A recolha de variáveis biométricas foi sempre efectuada por ornitólogos com prática nestes procedimentos. Os exemplares cedidos pelos caçadores (num total de 7500 rolas) foram



analisados no local, tendo este facto limitado a obtenção de dados, nomeadamente os que exigiam a dissecação do animal ou uma inspecção mais demorada de certos aspectos biométricos. Devido a estes constrangimentos, a dimensão de amostra foi maior para variáveis de classificação etária, de peso ou de muda e bastante menor para a classificação sexual que exigiu observação de estruturas internas e só foi feita por um observador e apenas nas aves autorizadas pelos caçadores.

#### 6.2.2.1. Identificação etária

A identificação específica e o estatuto etário (jovem do ano ou adulto, códigos EURING 2 e 3, respectivamente) da totalidade de rolas-bravas foram determinados com base nos critérios referidos na bibliografia (Cramp, 1985; Baker, 1993; Svensson, 1993; Gibbs *et al.*, 2001) e que se baseiam nos padrões de plumagem (coloração e padrão das penas de cobertura, emarginação das penas de voo) e da coloração das zonas não emplumadas (coroa circum-orbital, bico e patas) (Figura III.22). A diagnose das classes etárias através da evolução da bursa de Fabricius não foi usada no presente estudo. Para além de se considerar que as características externas eram suficientes para identificar os jovens do ano, a inspecção da bursa implicaria a abertura e dissecação dos animais (Petrides, 1950; Cramp, 1985), limitando grandemente a dimensão da amostra. Por outro lado, a sua aplicabilidade restringe-se aos juvenis, uma vez que a dimensão desta glândula atinge as dimensões máximas nos primeiros meses de vida e atrofia progressivamente com a idade e maturação (Davis, 1947; Siegel-Causey, 1990).

Na sub-amostra de 2767 indivíduos que foi disponibilizada pelos caçadores para análises mais detalhadas no local, foi possível identificar o estado e sequência da muda referente às penas de voo primárias. Estes parâmetros que são fáceis e rapidamente avaliados com pouca variação entre observadores (Giles, 1978; Gill, 1990), são considerados genericamente (pelo menos em muitos Passeriformes) como representantes dos padrões de muda noutras partes do corpo, já que todas as outras partes emplumadas são mudadas dentro do período usado para substituir as primárias (Ginn & Melville, 1983).

No caso dos columbídeos, o processo de muda inicia-se no manto, escapulares, flancos, uropígio e cabeça, seguindo-se a rémige primária mais interna (p1). A muda das dez primárias funcionais é descendente (do centro da asa – p1, para o exterior - p10), sequencial e progressiva, podendo observar-se penas em diferentes estados de crescimento ao longo da asa com as antigas a precederem as novas (Haas & Amend, 1976, 1979; Fedynich *et al.*, 2013). A rola-brava, sendo um migrador de longa distância, utiliza uma estratégia que lhe permite encaixar o ciclo da muda no seu ciclo anual: a muda

completa (nos adultos e juvenis) pode iniciar-se nos locais de nidificação ou nascimento, ser suspensa para a migração e ser retomada e finalizada nos locais de invernada. O início da muda pós juvenil é fortemente influenciado pela data de eclosão, ocorrendo nos cinco dias após o crescimento total da primeira plumagem, a menos que a engorda pré migratória ou a migração ocorram (Cramp, 1985; Berthold, 2001).



**Jovem do ano:**

- Patas e anel orbital cinzento ou rosa claro;
- Sem ou incompleta mancha em forma de crescente com riscas brancas e pretas na região lateral do pescoço (apenas uma pena destas);
- Penas de voo (rémiges) e coberturas, com margem bege claro
- Coberturas inferiores e medianas cinzento-acastanhado com orla bege claro;
- Coloração da nuca, coroa e zona auricular acastanhada sem diferenciação



**Adulto:**

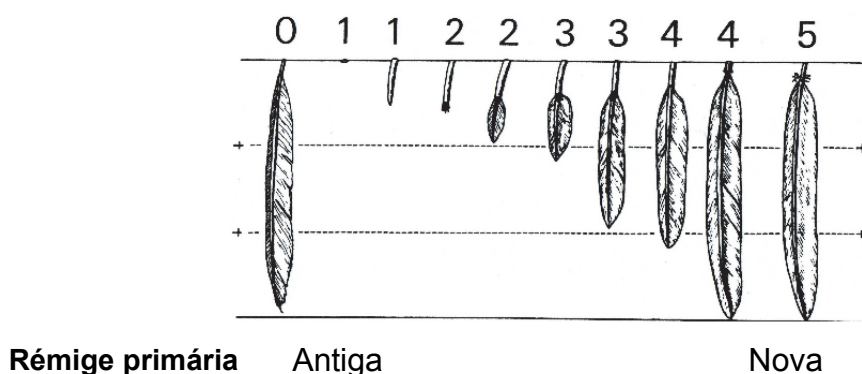
- Anel orbital e patas vermelho vivo ou rosa escuro;
- Crescente com riscas pretas e brancas bem desenvolvidas no pescoço na região lateral do pescoço bem desenvolvido;
- Penas de voo e todas as penas de cobertura e de voo sem margem bege;
- Medianas supra- alares exteriores cinzentas em toda a sua extensão
- Coloração da coroa, nuca e auricular diferenciada

**Figura III.22** - Fotos exemplificativas das diferenças de cor da plumagem e das partes nuas entre rolas-bravas jovens do ano (código EURING 2) e adultos (código EURING 3).

#### 6.2.2.2. Evolução do estado da muda

Em cada indivíduo foram observadas as rémides das duas asas e, nos raros casos em que se observou discrepância entre elas (em menos de 0,5%), foi registada aquela que coincidia com o estado de maior desenvolvimento (progresso) da muda. Foi utilizado o sistema exposto em Ginn & Melville (1983) e adoptado por inúmeros estudos (e.g., Saint-Jalme & Guyomarc'h, 1995; Redfern & Clark, 2001) no qual é atribuído um índice que varia entre 0 e 5, para cada pena primária de acordo com a idade e progresso da

muda: onde 0 corresponde a pena não mudada, 1 a 4 a penas em diferentes fases de crescimento e 5 a penas novas (Figura III.23). Esta forma de registo tem a desvantagem de não levar em conta o diferente comprimento e peso de cada pena (Seel, 1976). No entanto, os métodos desenvolvidos para colmatar este problema (Dawson & Newton, 2004) consomem muito tempo para a obtenção do peso seco das penas recolhidas em aves mortas e necessita de equipamento especial (Ginn & Melville, 1983). Como tal, à semelhança de outros autores, optou-se pelo procedimento mais fácil de efectuar no campo em condições de caçada. De qualquer forma, não se pretendia neste trabalho determinar o tempo e a duração da muda uma vez que a amostragem reflecte um curto período no ciclo anual, no qual a rola-brava pode apresentar a muda suspensa, inviabilizando qualquer estimativa.



**Figura III.23** – Pontuação atribuída à progressão de crescimento das penas. As linhas a tracejado representam um terço e dois terços de crescimento. O sistema numérico de pontuação é: 0 – pena antiga; 1 – sem a pena ou nova pena embainhada; 2 – nova pena a emergir da bainha até um terço do crescimento; 3 – nova pena entre um terço e dois terços do crescimento; 4 – nova pena com mais de dois terços e com restos cerosos na sua base; 5 – nova pena completamente desenvolvida sem vestígios de cera na base (adaptado de Ginn & Melville, 1983).

O estado da muda foi classificado em três fases:

- Muda não iniciada, atribuída aos indivíduos nos quais não se verificaram indícios de muda nas grandes coberturas, rémiges primárias e secundárias;
- Muda em curso – atribuída aos indivíduos que apresentavam penas de cobertura mudadas e em que a muda das rémiges primárias estava a fazer-se de forma progressiva: apresentavam uma pena em crescimento (código 1 a 4) ou uma primária completamente mudada (código 5) e outras em diversas fases de crescimento;

- Muda suspensa – atribuída a indivíduos adultos e jovens nos quais se verificou a muda de alguma rémige até ao máximo do crescimento, enquanto que as penas seguintes não foram mudadas.

Atendendo a que a muda dos juvenis se inicia cerca de 24 a 30 dias após o crescimento da primeira plumagem e que em média cada rémige primária demora cerca de 13 dias a atingir o máximo crescimento (com base em indivíduos criados em cativeiro, Murta Neves, 1994, *com. pess.*) foi possível usar a sequência da muda destas rémiges para distinguir três sub-grupos dentro dos jovens do ano (Figura III.24):

Juvenis tardios – nascidos no final da época reprodutora (idade estimada em cerca de 30 dias, em média) - indivíduos com características de coloração de plumagem e partes nuas coincidentes com os jovens, mas evidenciando o crescimento das primárias exteriores (p9 e/ou p10) ou sem muda das primárias iniciada.

Juvenis intermédios – nascidos a meio da primavera (idade média estimada entre 30 a 56 dias) - indivíduos identificados como jovens do ano com maior desenvolvimento da muda das penas do corpo (coberturas, manto e escapulares) e muda das primárias internas (p1 e p2);

Juvenis precoces – nascidos no início da época de reprodução (em média superior a 56 dias de idade) – jovens com padrões de coloração de plumagem e das partes nuas mais próxima dos adultos, mas onde ainda se podem identificar em maior ou menor grau penas de juvenis (com orla bege) nas coberturas e em que a muda das primárias esteja acima da p2 (p3 ou superior).





**(a) Jovem tardio**

- jovem do ano com patas e anel orbital cinzento ou rosa claro;
- sem mancha em forma de crescente com riscas brancas e pretas no pescoço;
- penas de voo (rémiges) e coberturas, com margem bege clara;
- sem muda das penas de cobertura ou de voo.

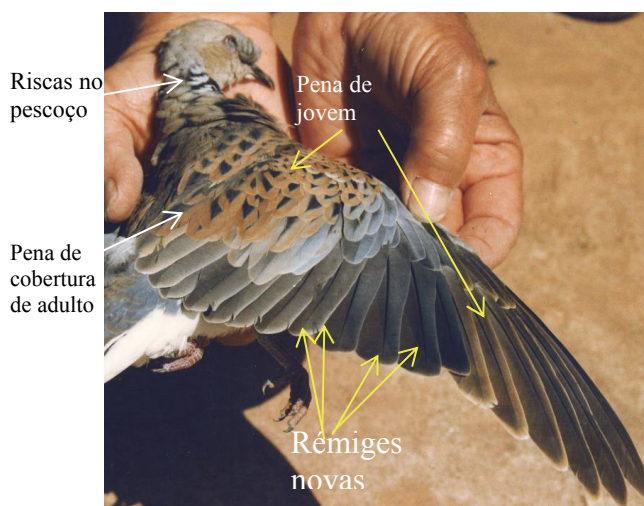


**(b) Jovem intermédio**

- jovem do ano com patas e anel orbital rosa claro;
- algumas penas brancas e pretas a formar as primeiras riscas no pescoço;
- penas de voo (rémiges) e coberturas, com margem bege clara; algumas penas de cobertura mudadas para o padrão de adulto (centro negro marcado, rodeado por castanho tijolo e sem orla bege claro);
- muda das rémiges primárias: segunda pena (p2), estado 3 de crescimento (índice de muda = 8).

**(c) Jovem precoce** – nascido no início da época de reprodução;

- patas e anel ocular rosa claro;
- riscas no pescoço, finas e não completas;
- médias supra-alares exteriores cinzentas com margem castanha ou pardacenta;
- penas de voo e das coberturas em diferentes com padrão semelhante ao dos adultos, mantendo ainda algumas penas de jovem;
- muda das rémiges primárias: quarta pena (p2), estado 4 de crescimento (índice de muda = 19).



**Figura III.24** – Fotos exemplificativas dos padrões de coloração encontrados em rola-brava que permitem a identificação da sua classe etária: (a) Jovem tardio, (b) Jovem intermédio e (c) Jovem precoce.

### 6.2.2.3. Sexagem

De acordo com diversos autores, apesar das rolas-bravas serem sexualmente monotípicas, existem variações nos padrões de coloração da plumagem e nas dimensões que permitem sexar estas aves (Cramp, 1985; Baker, 1993; Browne & Aebischer, 2000):

- Machos: coroa, nuca e fronte cinzento azulado brilhante; escapulares e peito cor de salmão vivo; patas e anel orbital púrpura ou vermelho intenso; os machos são normalmente maiores e com as cores mais brilhantes e definidas;

- Fêmeas: coroa, nuca e fronte castanho-areia; escapulares castanho-acinzentado com tons de rosa; peito em tons de salmão mas com linhas de penas castanho-acinzentadas a unir estas duas regiões; patas e anel orbital vermelho-púrpura; mais pequena e de coloração menos viva (brilhante) que os machos.

Estes critérios são de difícil aplicação sem a comparação entre os dois sexos ou confirmação através de comportamento reprodutor (Browne & Aebischer, 2000, 2003). Para além destas limitações, as colorações encontram-se algo alteradas em animais mortos (flacidez e lividez dos tecidos) em particular por actividade cinegética. Atendendo a estes aspectos, o sexo dos exemplares só pôde ser determinado com rigor por observação directa das gónadas (ovário ou testículos).

A sexagem dos animais adultos com recurso à observação das características internas da cloaca é conhecida dos avicultores (Dee Boersma & Davies, 1987) e proposta para utilização em algumas aves no estado selvagem (Mason, 1938; Samour *et al.*, 1983). Miller & Wagner (1955) sexaram 31 espécies de Columbiformes (*Streptopelia turtur* incluída), usando as características da cloaca: os machos apresentam duas papilas cónicas nas paredes da cloaca com 1 mm a 3 mm e que correspondem à terminação dos vasos deferentes; nas fêmeas é possível observar a região terminal do oviduto do lado esquerdo. Também a observação exterior da fenda cloacal pode ser usada como critério de identificação sexual, uma vez que se verifica uma dilatação progressiva da fenda cloacal nas fêmeas para permitir a passagem do ovo na ocasião da postura (Dee Boersma & Davies, 1987). Nenhuma das características é aplicável a indivíduos imaturos (Petrides, 1950; Miller & Wagner, 1955; Swanson & Rappole, 1992) e está fortemente condicionada pela taxa de regressão pós-reprodutora (Dee Boersma & Davies, 1987). Fontoura (2004) utilizou pela primeira vez a largura da fenda cloacal como indicador do estado reprodutivo de *S. turtur* apesar de não existirem valores de referência para a espécie. Atendendo a que estes parâmetros são difíceis de identificar *in loco*, devido à flacidez dos tecidos *post mortem* e ao facto de serem demoradas as medições e inspecções internas dos animais, optou-se por não utilizar este critério na sexagem.

Assim, esta foi efectuada numa proporção reduzida do total de rolas-bravas (441 indivíduos), para as quais se obteve autorização para autopsiar. Nestes casos, efectuou-se uma incisão na região da cloaca (supra-cloacal) e afastaram-se as vísceras de forma a expor o sistema reprodutor.

#### 6.2.2.4. Biometria e padrões de coloração

Foram recolhidos dados biométricos (Figuras III.25 a III.27), usando os procedimentos padronizados (Svensson, 1993; Barlein, 1995):

- Comprimento (desde a sutura posterior formada pela junção parietal-supra-occipital, até à inserção do bico) e largura da cabeça (medida na região pré-orbital) com um paquímetro (precisão 0,01mm);

- Comprimento do bico, medido entre a extremidade e a zona de inserção das primeiras penas da cabeça com um paquímetro (precisão 0,01mm);

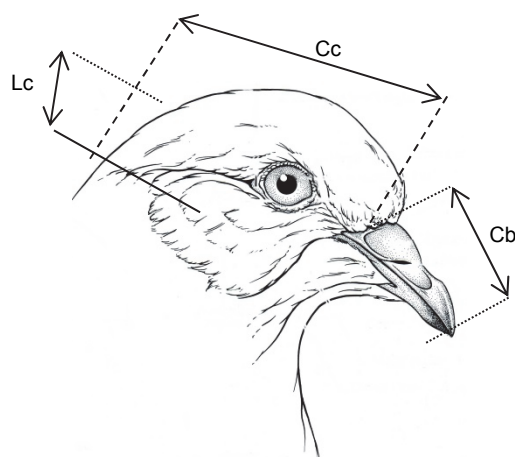
- Comprimento mínimo do tarso (desde o nódulo do metatarso – junção inter-tarsal até ao topo do osso acima da dobra dos dedos - à margem distal da última escama completa antes do início dos dedos) usando um paquímetro (precisão 0,01mm);

- Comprimento do terceiro dígito (ou dedo intermédio) e do primeiro dígito (ou polegar), desde a primeira dobra dos dedos (primeira escama) até à inserção da unha usando um paquímetro (precisão 0,01mm);

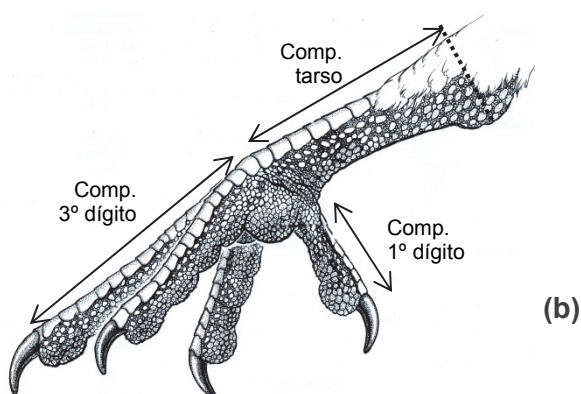
- Comprimento da asa (método da máxima corda) com uma régua graduada com batente (precisão 1mm);

- Comprimento da cauda desde a inserção das rectrizes centrais até ao topo da rectriz mais longa com uma régua sem batente (precisão 1mm).

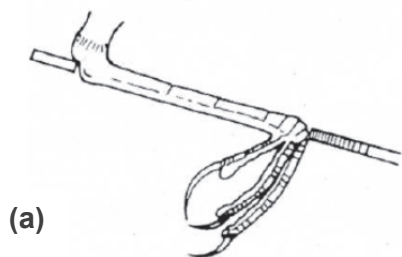
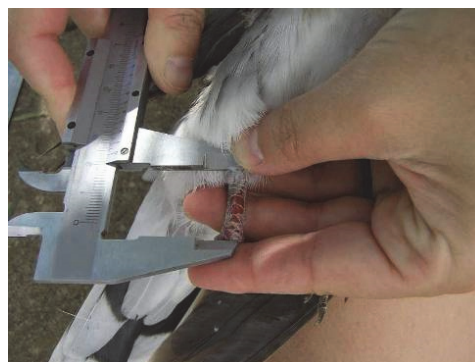




**Figura III.25** – Medições efectuadas na cabeça: comprimento Cc) e largura Lc) da cabeça e comprimento do bico Cb) (esquema adaptado de Proctor & Lynch, 1993).

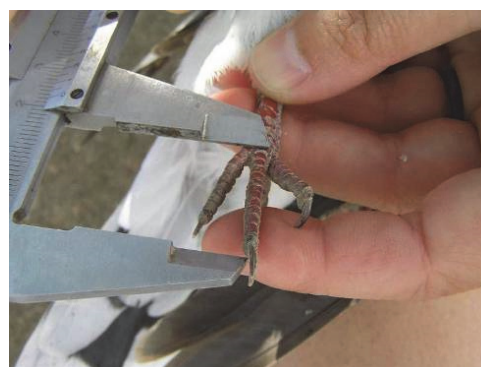


(b)

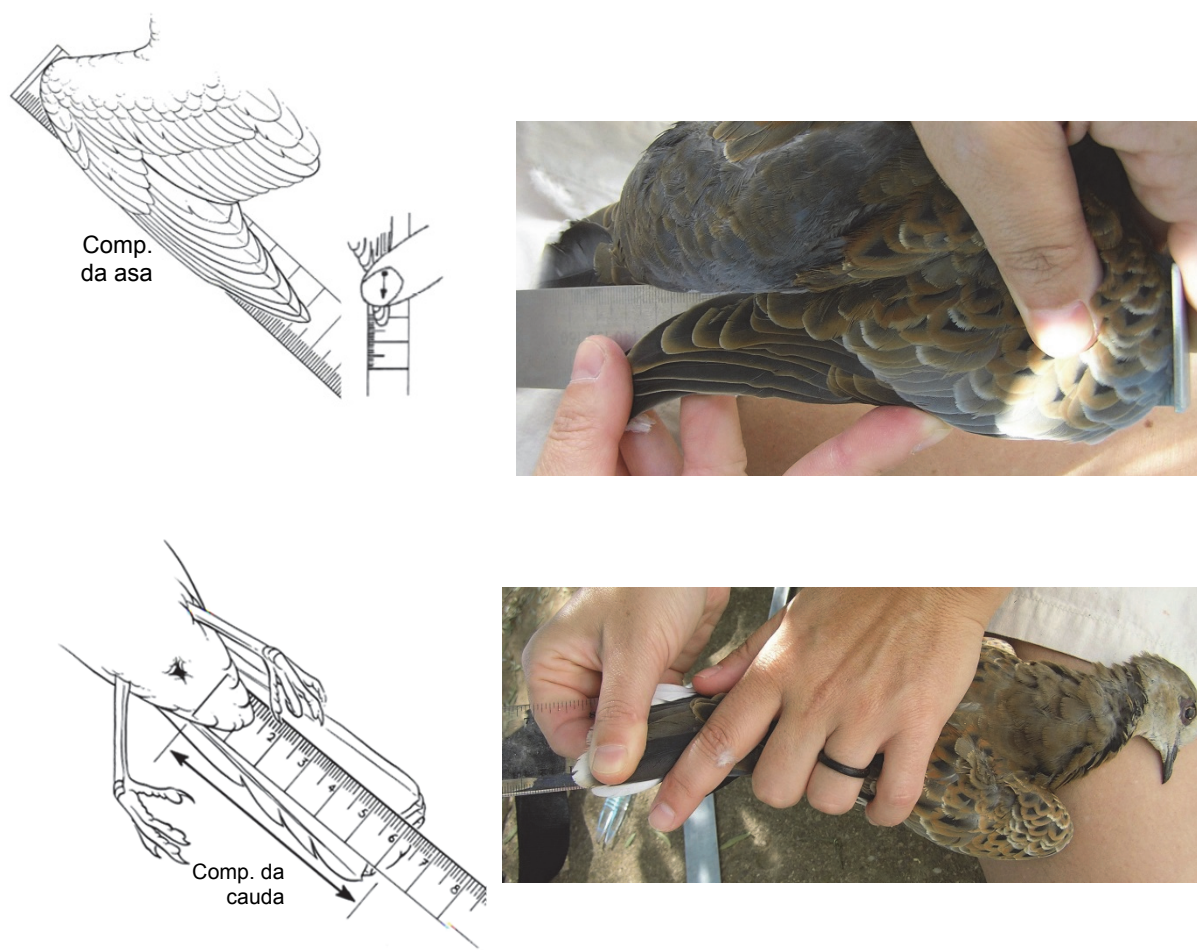


(a)

(c)



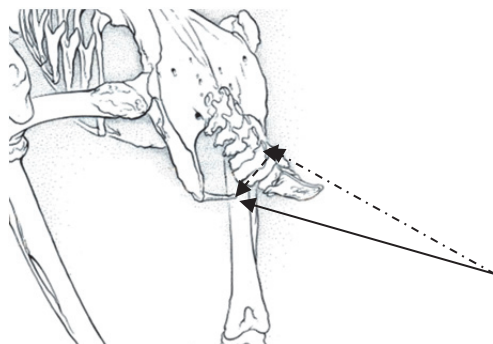
**Figura III.26** – Exemplo das medições efectuadas nas patas dos exemplares caçados: (a) posicionamento para medir o comprimento do tarso (extraído de Barlein, 1995). Fotos exemplificativas da medição do (b) tarso e (c) do dedo médio (sem unha).



**Figura III.27** – Esquemas das medidas efectuadas nas asas (método da máxima corda) e na cauda (extraído de Proctor & Lynch (1993) e de Barlein (1995)). Fotos exemplificativas de algumas fases destes procedimentos.

Foi ainda estimada a distância entre os ossos púbicos de acordo com três classes: 1 – ossos púbicos juntos (distância inferior a 3 mm); 2 – afastamento intermédio (entre 3 mm e 6 mm) e ossos afastados (mais de 6 mm): a distância foi estimada por palpação através da inserção do dedo indicador entre os dois ossos ilíacos (Figura III.28).

Para além da biometria externa, procurou-se investigar alguns padrões de coloração descritos na bibliografia como úteis para classificar a idade e o sexo das rolas-bravas (Cramp, 1985; Baker, 1993; Svensson, 1993; Gibbs *et al.*, 2001) e que poderiam ser usados no campo de uma forma expedita (Figura III.29). Foram assim excluídas medidas que necessitassem de equipamento elaborado ou análises complexas (e.g., Cuthill *et al.*, 1999).



**Figura III.28** – Localização das medições efectuadas para estimar o afastamento entre os ossos púbicos.

Foi atribuída uma escala de cor dominante para as partes nuas (bico, patas e anel orbital): 1- vários gradientes de cinzento; 2 – rosa acinzentado a rosa claro; 3 – rosa vivo ou vermelho escuro;

Foi também classificada a cor predominante na região terminal da fronte, coroa e nuca dos indivíduos adultos: cinzento ou castanho, de acordo com o que está descrito como critério de diagnose sexual (Cramp, 1985; Svensson, 1993). Estas características foram sempre avaliadas no local, à luz exterior e sem recurso a tabelas de cor padronizadas (e.g., Küppers, 1996) ou colorímetro de campo (Figuerola *et al.*, 1999). Procurou-se diminuir a subjectividade da apreciação da cor entre diferentes observadores e condições de luz, categorizando apenas a cor dominante atribuída pelo mesmo observador.



(a)



(b)



(c)

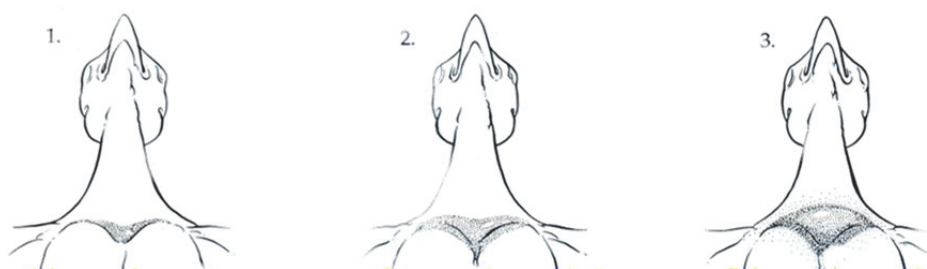


(d)

**Figura III.29** – Exemplos das características da coloração usadas para classificar os adultos de rola-brava: (a) cinzento-claro ou (b) castanho a dominar os tons da fronte, coroa e nuca; gradiente entre o rosa (c) e o vermelho vivo (d) nas patas.

### 6.2.2.5. Condição física

A condição física dos exemplares foi, neste estudo, avaliada recorrendo ao peso individual e a determinação da gordura acumulada (Harder & Kirkpatrick, 1994). Os exemplares foram pesados com uma balança (precisão de 1 g), ou dinamómetro (pesola, com precisão 2 g). A acumulação de gordura, que é um critério útil na avaliação da condição física e preparação para o voo migratório, foi avaliada inicialmente através do índice de acumulação lipídica em 50 indivíduos (25 adultos e 25 jovens do ano) usando as oito classes atribuídas por Kaiser (1993) e Redfern & Clark (2001). Este processo revelou-se algo demorado, já que implicava a observação meticulosa dos depósitos de gordura abdominais e interclaviculares e muitas vezes o depenar das aves, acções do desagrado dos caçadores e donos da peça de caça. Posteriormente, usou-se uma versão simplificada que se concentra apenas na região clavículo-coracóide (King & Farner, 1965; Proctor & Lynch, 1993) e que classifica a acumulação de gordura em quatro classes por ordem crescente: 0 – sem gordura; 1 – alguma gordura visível na região interclavicular; 2 – região interclavicular quase preenchida com gordura; 3 – região interclavicular completamente preenchida com gordura e depósitos proeminentes na fúrcula e visíveis noutras regiões do corpo (Figura III.30).



**Figura III.30** – Diagrama exemplificativo das classes de acumulação de gordura na depressão furcular, usadas para classificação dos exemplares de rola-brava observadas durante o período de estudo (extraído de Proctor & Lynch, 1993).

A análise prévia da relação existente entre estas duas medições de acumulação de gordura revelou uma alta correlação entre elas ( $r_s \tau = 89\%$ ). Estes dois parâmetros estão por sua vez altamente correlacionados com a acumulação lipídica total e com a largura da banda de gordura sub-alar, de acordo com os trabalhos de calibração efectuados por Saint-Jalme (1990), Redfern *et al.* (2000) e Gonçalves (2003) para outros não Passeriformes e Fernandes (1999) e Fontoura (2004) para esta espécie. Estes últimos autores referem que a largura da banda de gordura sub-alar parece ser o método mais adequado para estimar de forma indirecta o nível de gordura acumulada quando não existe o constrangimento de ser necessário depenar uma área de observação



(Fernandes, 1999). Face ao exposto, optou-se por usar no trabalho de campo apenas a medição da largura da banda lipídica sub-alar, por se considerar que é um método expedito para utilizar em aves mortas quando o factor limitante neste trabalho é o tempo despendido na observação e que, por se basear em medição em vez de estimativa visual, diminui a variabilidade entre observadores. A medição da banda de gordura sub-alar foi efectuada com um paquímetro (precisão 0,01 mm) na região de maior largura (Saint-Jalme, 1990). Optou-se por considerar como 25 mm o máximo mensurável desta banda quando os indivíduos apresentavam grandes quantidades de gordura e esta se apresentava ligada (coalescente) às bandas peitorais e abdominais (Figura III.31).



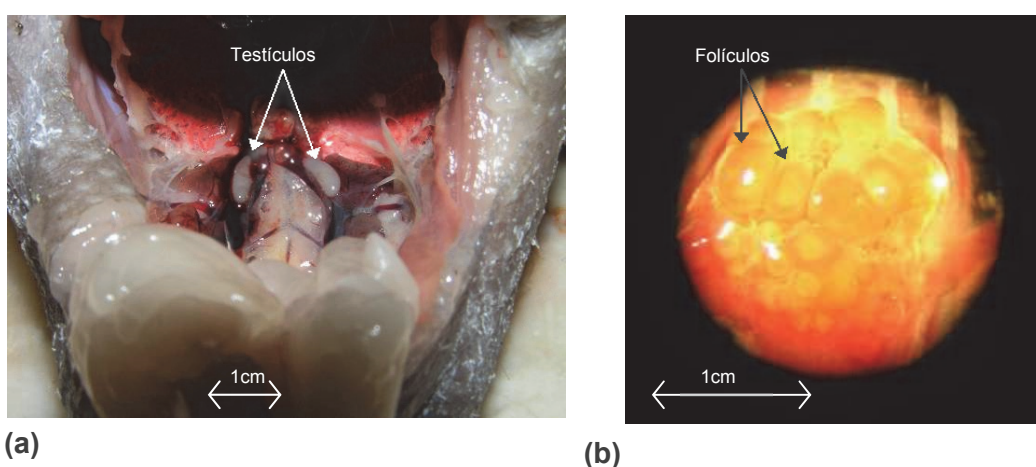
**Figura III.31** – Observação e medição da banda de gordura sub-alar. A área depenada foi exagerada propositadamente para efeitos da fotografia.

#### 6.2.2.6. Estatuto reprodutor

O estatuto reprodutor foi avaliado com base nas dimensões das gónadas e na actividade glandular do papo. Para alguns exemplares, foi possível extrair as gónadas e conservá-las em gelo até efectuar a sua medição já em laboratório (Figura III.32). Após descongelamento, foram medidos o comprimento e largura das gónadas (a parte mais

larga do ovário e o centro do testículo) com craveira (precisão 0,1 mm) e o diâmetro do maior folículo (com ocular micrométrica de precisão 0,01 mm) (Nevins & Carter, 2003).

De acordo com a bibliografia, os órgãos reprodutores de ambos os sexos aumentam as suas dimensões ao longo do ciclo reprodutor, atingindo os maiores valores durante o período fértil da fecundação. Durante a maior parte do ano, os testículos podem ser difíceis de encontrar devido às suas dimensões reduzidas, mas durante a época de reprodução a sua dimensão pode aumentar dezenas de vezes comparado com o estado imaturo (Campbell & Lack, 1985). Tal como os testículos, o ovário aumenta muito de tamanho (10 a 15 vezes) à medida que a época de reprodução se aproxima (Petrides, 1950; Welty & Baptista, 1988; Gill, 1990).



**Figura III.32** - Observação das gónadas para identificação sexual e atribuição do estatuto reprodutor: (a) testículos de jovem imaturo e (b) folículos de óvulos de fêmea adulta não reprodutora.

Nos adultos, o papo foi observado para avaliar a actividade glandular que origina a secreção de uma substância leitosa, nutritiva (leite do papo), com a qual os progenitores alimentam (por regurgitação) os juvenis nos primeiros dias após a eclosão. Esta é uma característica única dos columbídeos, apesar de haver outros grupos de aves com alguns hábitos precursores da produção do leite do papo, como os psitacídeos e foenicoptéridos (Mirarchi, 1993; Gillespie *et al.*, 2012). A transformação do papo numa glândula secretora ocorre durante a incubação e prolonga-se até às primeiras duas semanas após eclosão das crias, pelo que pode ser considerado um indicador fiável da actividade reprodutora (Mirarchi & Scanlon, 1982; Garrigues *et al.*, 2003). Não existe documentação sobre a constituição do leite do papo em *Streptopelia turtur*, mas considera-se que será semelhante à dos pombos (Ferrando *et al.*, 1971; Desmeth, 1980; Desmeth & Vandeputte-Poma, 1980): 75% a 77% de água, 11% a 13% de proteína (dominada por caseína de

baixo-fósforo), 5 % a 7 % de gordura (essencialmente triglicéridos) e 1,2 % a 1,8 % de material mineral (fósforo, cálcio, sódio e potássio). Este tipo de nutrição favorece o desenvolvimento muscular e ósseo e ainda o aumento do volume sanguíneo (Pace *et al.*, 1952). O processo é considerado uma secreção holócrina, isto é, células inteiras são descarregadas durante o processo secretor e têm que ser renovadas para posterior secreção (Chadwick, 1983). Durante este período, o epitélio interno do papo torna-se mais espesso e altamente enrugado. À medida que as dobras se fundem, as células epiteliais repletas de nutrientes são afastadas da sua fonte de nutrição (os vasos sanguíneos), degeneram e são sugadas para o lúmen do papo. Estas células descamadas formam o leite do papo que é regurgitado pelos dois progenitores para alimentar as crias (Peiró, 1983). A formação desta substância é confinada aos lóbulos laterais do papo e é acompanhada por alterações na sua parede que são facilmente observáveis em espécimes dissecados. De acordo com Biscaichipy (1989), estas alterações morfológicas e histológicas são semelhantes nos vários columbídeos, apesar de poderem ocorrer variações na duração dos períodos em que se verificam. Como tal, e apesar de não haver estudos sobre esta temática em *S. turtur* (Peiró, 1983), adoptaram-se os critérios desenvolvidos por Kirkpatrick (1980) e Mirarchi & Scanlon (1982) para *Zenaida macroura* (rola carpideira) para classificar macroscopicamente *in loco* os papos de rolas-bravas caçadas. De acordo com estes autores, a actividade glandular do papo pode ser classificada em quatro fases distintas e sequenciais (Figura III.33 e Apêndice IV):

1 – Inactiva - externamente os lóbulos são translúcidos sem espessamentos ou hiperemia (aumento dos vasos sanguíneos); ligeira coloração creme clara; internamente os lóbulos podem ser ou não ligeiramente rugosos (o peso do papo varia entre 0,7 g e 2,2 g);

2 – Em desenvolvimento – externamente os lóbulos são opacos e ligeiramente espessados, os vasos sanguíneos começam a ser visíveis (alguma hiperemia) em tons bege-rosado; internamente os lóbulos têm invaginações (pregas) de média altura e espessura, com alguma fusão entre elas; pequenas quantidades de leite do papo podem ser observadas (o peso do papo varia entre 1,2 g e 3,4 g);





**Figura III.33** - Exemplos da actividade glandular do papo em adultos de rola-brava capturados durante o período venatório: (a) actividade glandular evidente, lóbulos laterais do papo (após remoção das penas que o cobriam), com paredes espessas, densamente irrigadas; região central do papo com sementes de *Brassica* sp.; (b) actividade glandular do papo em início de regressão; paredes mais finas, menos irrigadas, escamação do conteúdo nutritivo ainda evidente na região central do papo.

3 – Activa – externamente os lóbulos são opacos e muito espessos, com hiperemia extensiva; tons variando entre o rosa e o vermelho; internamente os lóbulos têm invaginações extensas e profundas (de grande altura e largura), muitas fundidas e muita quantidade de leite do papo; (o peso varia entre 2,9 g e 6,7 g);

4 – Em regressão – externamente os lóbulos permanecem opacos e espessos mas as características não são tão pronunciadas como no estado anterior; a hiperemia é reduzida e os lóbulos adquirem um tom rosado amarelado; internamente as invaginações regrediram (encolheram) e a fusão entre elas é ocasional; algum leite do papo pode ainda estar presente e um dos lóbulos pode estar inactivo (o peso varia entre 1,6 g e 4,1 g).

Após a fase de regressão, a actividade glandular do papo termina e esta estrutura adquire de novo as características de fase inactiva, apesar da opacidade, enrugamentos e

espessura poderem ser mais pronunciadas. As fases de desenvolvimento e regressão são dificilmente separáveis através de observação macroscópica e a sua classificação deveria ser confirmada através de análise histológica. No presente estudo não foi possível efectuar essa confirmação, pelo que os papos (< 1% da amostra) que suscitaram dúvidas foram eliminados das análises subsequentes, o que não deve ter influência nos resultados.

### 6.2.3. Tratamento e análise dos dados

Os dados analisados neste capítulo dizem respeito às frequências numéricas das classes etárias, sexuais e de desenvolvimento da muda, bem como variáveis biométricas e índices categóricos que traduzem o estatuto reprodutor ou migratório. Na variação temporal destes parâmetros, utilizaram-se os anos de captura e ainda os períodos sucessivos de sete dias de actividade venatória, correspondendo a primeira semana à que se inicia com o dia 15 de Agosto de cada ano. Em 2004 a época de caça só se iniciou a 24 de Agosto, pelo que as análises desse ano não contemplam a primeira semana venatória. Para algumas aves não foi possível efectuar todas as medidas e por isso a dimensão da amostra para cada parâmetro foi sempre menor do que o total de animais observado e dependeu da variável considerada.

Os dados da biometria e do peso foram obtidos por diversos ornitólogos experientes nestas recolhas, uma vez que foi necessário actuar na mesma data em locais diferentes. Atendendo a que não foi possível efectuar duplas medições para testar o efeito do erro ou aferir as diferenças entre observadores (Landis & Koch, 1977), é possível que a variação no conjunto dos dados seja o resultado das diferentes fontes de informação. Com uma grande dimensão de amostra, considera-se, tal como Browne & Aebischer (2003) que este factor não deverá ser limitante se o efeito de origem for aleatório relativamente às categorias usadas (idade, sexo, período, local, ano, etc.). De qualquer forma, para diminuir ainda a magnitude deste problema e aumentar a consistência dos dados, utilizou-se a totalidade da amostra para apresentar a variabilidade das medidas, mas apenas os dados de um único observador (Susana Dias) quando se pretendeu comparar sexos ou idades.

A análise da variação das frequências numéricas dos parâmetros da estrutura populacional (idade e sexo), condição corporal e estatuto sexual e migratório, relativamente aos diferentes grupos etários, períodos e regiões foi feita usando tabelas de contingência com recurso ao teste de Qui-quadrado ( $\alpha=0,05$ ) ou o mesmo teste ( $\chi^2$ ) com a correcção de Yates para a continuidade (Zar, 1999).

Foi calculada a percentagem de dimorfismo (%D) entre classes etárias e entre sexos dentro de cada classe etária, para cada característica morfométrica (Genovart *et al.*, 2003; Alarcos *et al.*, 2007):

$$\%D = \frac{(média_{macho} - média_{fêmea})}{Média_{macho}} \times 100 \quad \text{ou} \quad \%D = \frac{(média_{adulto} - média_{jovem})}{Média_{adulto}} \times 100$$

A comparação das variáveis foi feita utilizando testes paramétricos sempre que os pressupostos o justificavam. A normalidade e homocedasticidade foram avaliadas recorrendo ao teste de Kolmogorov-Smirnov (com a modificação de Lilliefors) e Levene, de forma a assegurar que os dados satisfaziam os requisitos necessários para as análises subsequentes (Zar, 1999). Optou-se por transformar as variáveis recorrendo essencialmente à transformação logarítmica ( $\log x+1$ ), quando essa transformação permitiu a satisfação dos pressupostos das análises paramétricas subsequentes. A análise de variância a uma entrada (*one-way* ANOVA) foi usada para estudar as diferenças das variáveis biométricas entre idades e sexos que permitissem corroborar os resultados da análise não paramétrica. Quando tal não foi possível, recorreu-se a testes não paramétricos (Marôco, 2011). O teste de Kruskal-Wallis foi usado para verificar a existência de diferenças entre as medianas de variáveis categóricas (como os índices corporais, etc.), nos vários anos, classes etárias e regiões (Daniel, 1990). O teste de Mann-Whitney U com a estatística Z utilizou-se para comparar as variáveis biométricas entre duas categorias de idades ou sexos.

O coeficiente de correlação de Pearson ( $r_P$ ) foi usado para detectar as relações entre variáveis que se aproximavam da normalidade. A correlação entre os índices de acumulação de gordura e a largura de banda de gordura sub-alar foi analisada não parametricamente com recurso ao Kendall's Tau- $\tau_B$  (Daniel, 1990).

Utilizaram-se modelos lineares (GLM) para investigar a contribuição das variáveis idade, semana de captura, ano e região, e da sua interacção, nas características biométricas e na evolução do peso, da acumulação de gordura e do índice de condição física. Os anos, regiões, idades e índices foram introduzidos como variáveis categóricas. As restantes variáveis respeitavam as condições de normalidade e homogeneidade de variância. O recurso aos GLM permite estimar a magnitude relativa dos efeitos na variável dependente (neste estudo, os descritores biométricos, o peso total, a condição física), de cada uma das variáveis explicativas, independentemente das restantes (McCullagh & Nelder, 1989). Sempre que se usaram na análise variáveis transformadas, os valores resultantes do modelo, médias marginais estimadas e respectivos intervalos de confiança foram retro-transformados para as escalas originais. Para analisar o significado dos

resultados foi efectuado o teste de associação *post-hoc* Scheffé, mais conservativo e usado para variáveis com número de amostras diferente e ainda o de Games-Howell (G-H) de comparações múltiplas quando a homogeneidade de variâncias não pôde ser assumida (Zar, 1999).

A magnitude das diferenças entre características morfométricas apresentadas no presente trabalho e as expostas por outros autores para outras regiões foi avaliada recorrendo à estatística *d* de Cohen, uma vez que se dispunha da média ( $\mu$ ) e do desvio padrão ( $\sigma$ ) no âmbito dos outros trabalhos:

$$d = \frac{\mu_1 - \mu_2}{\sqrt{(\sigma_1^2 + \sigma_2^2)/2}}$$

De acordo com Cohen (1988 em Martínéz-Abraín *et al.*, 2006), um valor de 0,2 (*i.e.*, 20% de efeito) é tipicamente considerado pequeno; valores absolutos de 0,5 são considerados de médio efeito e valores absolutos superiores a 0,8 de grande efeito.

De forma a compreender a evolução dos estados fisiológicos ao longo da época venatória, tornou-se essencial determinar um índice que reflectisse o tamanho estrutural dos indivíduos, considerado como o tamanho de uma ave independentemente da sua reserva energética (Green, 2001). O peso total, de fácil obtenção, combina a informação sobre o tamanho corporal e o peso em reservas nutritivas, mas não pode por si fornecer uma indicação do tamanho estrutural (Piersma & Davidson, 1991). Das várias abordagens que possam ser aplicadas para determinar o tamanho estrutural das rolas, excluiu-se o uso de apenas uma característica (como o comprimento da asa, do tarso ou da quilha) (Freeman & Jackson, 1990) e optou-se por extrair uma medida composta através da análise em componentes principais (PCA) com as medidas biométricas externas. A análise em componentes principais, recomendada por vários autores (Rising & Somers, 1989; Perez-Tris & Telleria, 2001; Garcia-Del-Rey & Gosler, 2005) é uma técnica multivariada que pode ser usada para sumarizar conjuntos de dados que combinam um grande número de variáveis e para detectar relações lineares entre elas (Lougheed *et al.*, 1991). Neste caso, a PCA sumariza os padrões de covariação dos dados morfométricos para produzir variáveis compostas independentes que podem ser interpretadas como tamanho e forma. Uma PCA na matriz de variância-covariância dos dados transformados logaritmicamente ( $\log_{10} x+1$ ) sumariza a variação do tamanho alométrico multivariado no primeiro vector próprio (*eigenvector*). Os eixos subsequentes são normalmente interpretados como indicadores da forma (Rising & Somers, 1989). As variáveis resultantes traduzidas em valores dos eixos (PC1, etc.) reflectem as propriedades das variáveis univariadas de onde resultaram. Muitas destas variáveis podem ter grandes

medidas de erro e pouca relação com o tamanho corporal. No entanto, o recurso ao primeiro eixo da PCA como estimador do tamanho estrutural dos animais é aparentemente insensível aos efeitos da medida de erro, o que pode ser uma vantagem (Rising & Somers, 1989; Loughheed *et al.*, 1991).

Para construção deste estimador do tamanho estrutural usaram-se as medidas (após transformação logarítmica) para as quais se tinha maior dimensão da amostra: o comprimento da asa, cauda e tarso. O comprimento da cauda e da asa foram seleccionados por serem dos mais facilmente obtidos no campo, apesar da sua variabilidade devido ao desgaste e selecção sexual (*e.g.*, Senar & Pascual, 1997); o tarso completou o conjunto por se considerar que é uma das medidas que melhor se relaciona com outras medidas esqueléticas internas por sua vez melhor relacionadas com o tamanho estrutural (Senar & Pascual, 1997). Foram seleccionados os componentes com valor próprio (*eigenvalue*) maior que um e estimados os coeficientes de correlação (Pearson) entre as variáveis e os eixos, considerando-se significativos os valores com  $p < 0,01$ .

Foi calculado um índice de condição corporal, de natureza morfométrica, que pudesse ser usado para avaliar o estado das reservas energéticas dos indivíduos caçados ao longo do tempo. A razão simples entre o peso (g) e o comprimento da asa (mm) foi usada por inúmeros autores (*e.g.*, Heep *et al.*, 1986; Green, 2001) apesar de terem sido já evidenciados os vários problemas subjacentes a esta prática (Ranta *et al.*, 1994; Labocha & Hayes 2012). Como primeira abordagem, usaram-se então os resíduos de uma regressão linear entre o peso e o comprimento da asa como índice de condição corporal, que é considerado como uma versão mais eficaz e clara para separar os efeitos da condição dos animais do seu tamanho (Jakob *et al.*, 1996). Adaptações deste índice foram aplicadas a dados de anilhagem de rolas-bravas em Inglaterra (Browne & Aebischer, 2003) e a uma amostra de rolas-bravas caçadas em Portugal por Fontoura (2004). Foram usadas transformações logarítmicas ( $\log_{10}$ ) nas duas variáveis assumindo que:

$$\text{Peso} = kL^n$$

$$\text{ou } \log(\text{Peso}) = \log(k) + n \log(L)$$

onde L é o comprimento da asa e k e n são constantes (n é o expoente alométrico, que é igual ao declive da recta de regressão)

Este método pressupõe que o peso aumenta exponencialmente com o comprimento da asa (ou linearmente depois de transformação logarítmica) e que a verdadeira condição corporal (a proporção de peso constituída por acumulação de gordura) é independente da dimensão da asa (Labocha & Hayes 2012). Atendendo a que a asa varia entre sexos e



idades foi efectuado um índice para cada um destes grupos. Também o uso de caracteres que são relativamente plásticos como as penas deverá ser feito com precaução, uma vez que podem variar com inúmeros factores, nomeadamente o desgaste e a época (Rising & Somers, 1989; Ormerod & Tyler, 1990). De acordo com Green (2001), o recurso a um índice de tamanho estrutural em vez da utilização de apenas uma medida externa (como a asa) poderá ser uma forma de colmatar estes problemas. Como tal, usou-se numa segunda abordagem o índice de tamanho estrutural obtido em análise anterior para obter um coeficiente de condição (Piersma & Davidson, 1991; Labocha & Hayes, 2012).

Para estudar a variação do peso total ao longo do tempo, entre idades e sexos e regiões, optou-se por incluir num GLM as variáveis que indicavam a acumulação de gordura e o tamanho da asa como co-variáveis.

Foi aplicada a função de análise discriminante por passos (*forward stepwise*) às características morfométricas facilmente recolhidas no campo, de modo a determinar a melhor combinação linear que poderia prever o sexo das rolas-bravas adultas (Green & Theobald, 1989; Genovart, *et al.*, 2003). Este método continua a ser muito usado para a distinção de grupos de aves (Calvo & Bolton, 1997; Alarcos *et al.*, 2007; De la Hera *et al.*, 2007; Van de Pol *et al.*, 2009), em particular quando outras técnicas são dispendiosas e não estão facilmente acessíveis durante o trabalho de campo (Griffiths *et al.*, 1998; Webster *et al.*, 2002). A análise de discriminantes segue o princípio de maximização da razão entre a variância inter-grupo e a variância intra-grupo (Marôco, 2011) para obter uma equação que pode ser usada para prever o sexo de aves para as quais existem dados biométricos mas se desconhece o sexo. Foi usado o critério de Wilks *lambda* ( $\lambda$ ) para seleccionar as variáveis preditivas mais adequadas para discriminar entre sexos, com recurso ao procedimento canónico não padronizado (*unstandardised canonical*). Quando o valor discriminante obtido (D) for maior que zero, então a ave é classificada como macho, caso contrário será fêmea. A capacidade desta função identificar machos e fêmeas é indicada pela percentagem de indivíduos correctamente classificados da amostra que gerou a função. Foi utilizado o procedimento Jackknife para estimar quão bem a função discriminante funciona (Sokal & Rohlf, 1995).

Apesar da análise de discriminantes não funcionar exactamente como um modelo de probabilidades, optou-se por avaliar o desempenho da função obtida recorrendo a dois procedimentos tradicionalmente usados em modelação (MacCullagh & Nelder, 1989). Usou-se a análise da área abaixo da curva (AUC) baseada nas características (*receiver-operating*) ROC, que indicam o desempenho do modelo independentemente da arbitrariedade do valor de probabilidade considerado significativo para aceitar a ocorrência de determinada característica (Manel *et al.*, 2001). Altos valores de desempenho são indicados por grandes áreas abaixo da curva que maximiza a sensibilidade do modelo

para baixos valores de especificidade. Geralmente valores entre 0,5 a 0,7 indicam baixa exactidão (rigor); entre 0,7 e 0,9 indicam utilidade para aplicação e valores superiores a 0,9 indicam elevada exactidão.

Paralelamente, aplicou-se a estatística simples *Kappa* de Cohen (*K*) que mede a proporção de todos os casos possíveis que podem ser correctamente previstos pelo modelo após retirar o efeito aleatório (Manel *et al.*, 2001):

$$\text{Kappa Cohen, } K = \frac{P_0 - P_e}{1 - P_e}$$

em que:

$P_0$  - a proporção global de concordância observada

$P_e$  - a proporção global de concordância esperada ao acaso.

De acordo com Landis & Koch (1977), o desempenho atribuído por este parâmetro pode ser classificado em fraco (valores de *K* entre 0,0 e 0,4), moderado (0,4 a 0,6), substancial (0,6 a 0,8) e quase perfeito (0,8 a 1,0). Apesar destes limiares serem arbitrários e não baseadas em critérios estatísticos, há autores que o consideram ainda um indicador simples e robusto do desempenho do modelo e recomendam a sua utilização (Manel *et al.* 2001).

Todas as análises foram feitas com o Excel v.2003 e SPSS.14.0 e o resultado dos testes foi considerado estatisticamente significativo quando  $p < 0,05$ , muito significativo quando  $p < 0,01$  e altamente significativo quando  $p < 0,001$ . Os valores indicados no texto referem-se à média e respectivo erro-padrão, quando não explicitado de outra forma.

## 6.3. Resultados

### 6.3.1. Caracterização demográfica

#### 6.3.1.1. Estrutura etária

A caracterização etária da população caçada foi avaliada, numa primeira fase, recorrendo aos dados de identificação da classe etária dos 7500 exemplares, efectuada durante as caçadas. Destes, 64% foram classificados como jovens do ano (código EURING 2) e 36% como adultos (código EURING 3).

A razão etária (jovem/adulto) dos 99 episódios de caça monitorizados variou entre zero e cinco, tendo como valor médio 1,71 (desvio-padrão=0,95). Cerca de 51% dos

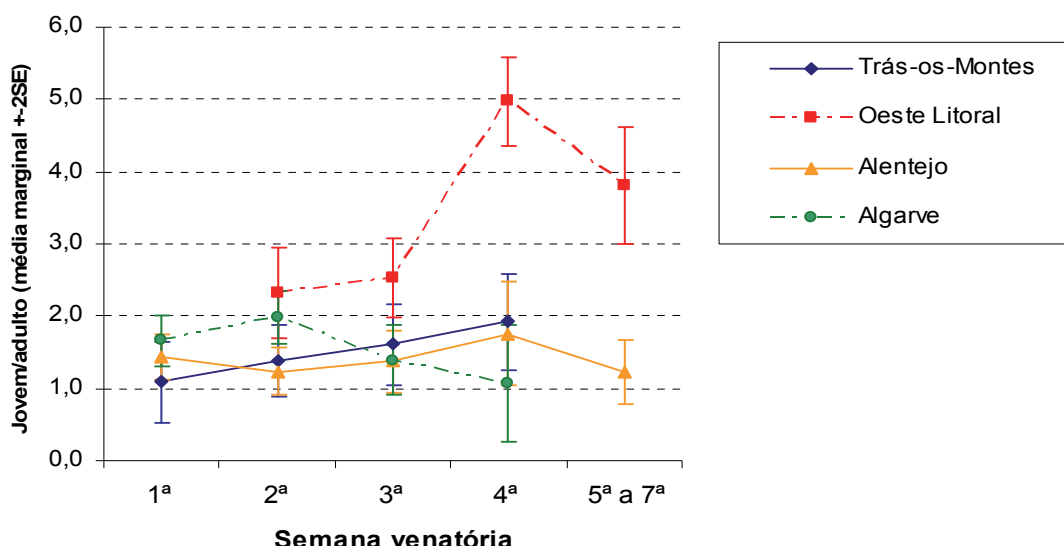


episódios apresentaram valores iguais ou inferiores a 1 e 15% maiores ou iguais a 3. Os efeitos da região e das variáveis temporais na variação da razão etária foram explorados através de GLM: os resultados desta análise indicaram que o factor que contribuiu significativamente para a variabilidade deste parâmetro foi a região. De facto, a razão etária foi significativamente mais alta no Oeste litoral comparativamente às restantes (teste de associação Sheffé,  $p = 0,17$ ) (Tabela III.9 e Figura III.34). Para as regiões onde foi possível efectuar as comparações inter-anuais, constatou-se que o efeito do ano não contribuiu significativamente para a variação da razão etária. Apesar de não se ter verificado uma evolução estatisticamente significativa ao longo da época venatória (efeito da semana  $p = 0,49$ ), o padrão de razão etária semanal é diferente em cada região (interacção região  $\times$  semana,  $p < 0,01$ ). Assim, enquanto na região do Algarve se observaram os valores mais altos nas duas primeiras semanas venatórias, para as restantes regiões o maior número de jovens relativamente aos adultos foi atingido nas últimas semanas (Figura III.34).

**Tabela III.9** - Resultados do GLM efectuado para examinar a influência do ano, semana e período do dia (e suas interacções) na razão etária ( $R^2 = 0,62$ ;  $R^2_{\text{ajustado}} = 0,45$ ).

Factor de variação	g.l.	F	p
Modelo	30	3,63	<0,001
Região	3	6,47	<0,001
Semana	4	0,87	0,49
Sessão	1	3,97	0,05
Ano	8	1,19	0,31
Região $\times$ semana	9	3,14	<0,01
Região $\times$ Sessão	2	0,81	0,45
Semana $\times$ Sessão	3	1,24	0,30
Erro	68		

A razão etária encontrada nas sessões de caça efectuadas à tarde foi em média menor do que a observada para as sessões matinais. Esta tendência, apesar de estar no limite da significância estatística, manteve-se nas diferentes regiões (interacção sessão  $\times$  região, n.s.) e entre as várias semanas (interacção sessão  $\times$  semana, n. s.).

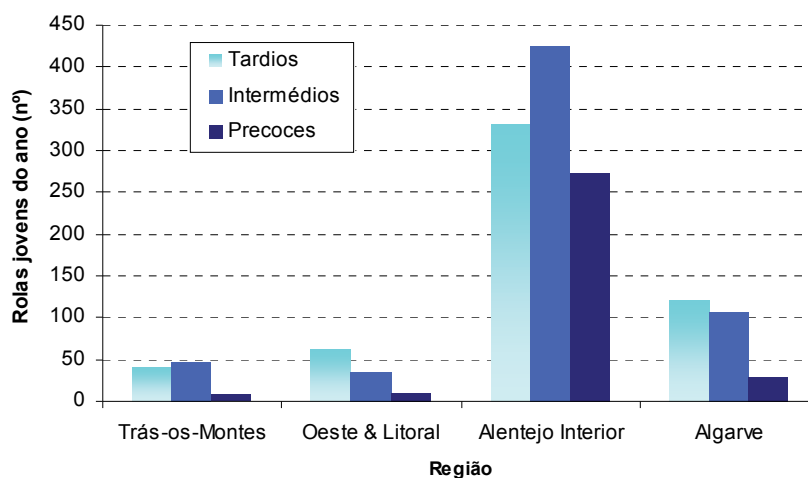


**Figura III.34** – Variação da razão etária (jovem/adulto) nas quatro regiões, ao longo das semanas venatórias. Médias ( $\pm$  95% IC) obtidas por GLM, com os dados de 99 sessões de caça.

Para o conjunto da amostra, a razão etária durante as sessões matinais foi superior a dois jovens por adulto, enquanto nas sessões da tarde a proporção entre jovens e adultos foi semelhante até à terceira semana, reduzindo-se a diferença de representatividade das duas classes etárias a partir da quarta semana. As maiores diferenças observaram-se na região do Algarve, em que a razão etária das sessões de caça durante o período da tarde foi cerca de metade da encontrada durante a manhã.

A análise da sub-amostra permitiu recolher informação sobre a evolução da muda nos exemplares caçados e assim reavaliar o agrupamento etário dos jovens nascidos no ano. Na totalidade da amostra os jovens intermédios (com uma ou duas rémiges mudadas), nascidos a meio da época corresponderam a 41%, enquanto as rolas-bravas jovens tardios (com a rémige mais distal, p10 em crescimento ou sem ter iniciado a muda) constituíram ainda uma fracção importante das caçadas (cerca de 37% dos jovens). Estes juvenis ainda ocorrem em Setembro em qualquer das regiões estudadas. No conjunto dos dados, a proporção de jovens tardios difere significativamente entre as áreas amostradas ( $\chi^2 = 37,87$ ; g.l.=3;  $p < 0,001$ ;  $n=1460$ ), tendo menor representatividade no Alentejo e maior no Oeste litoral (Figura III.35).

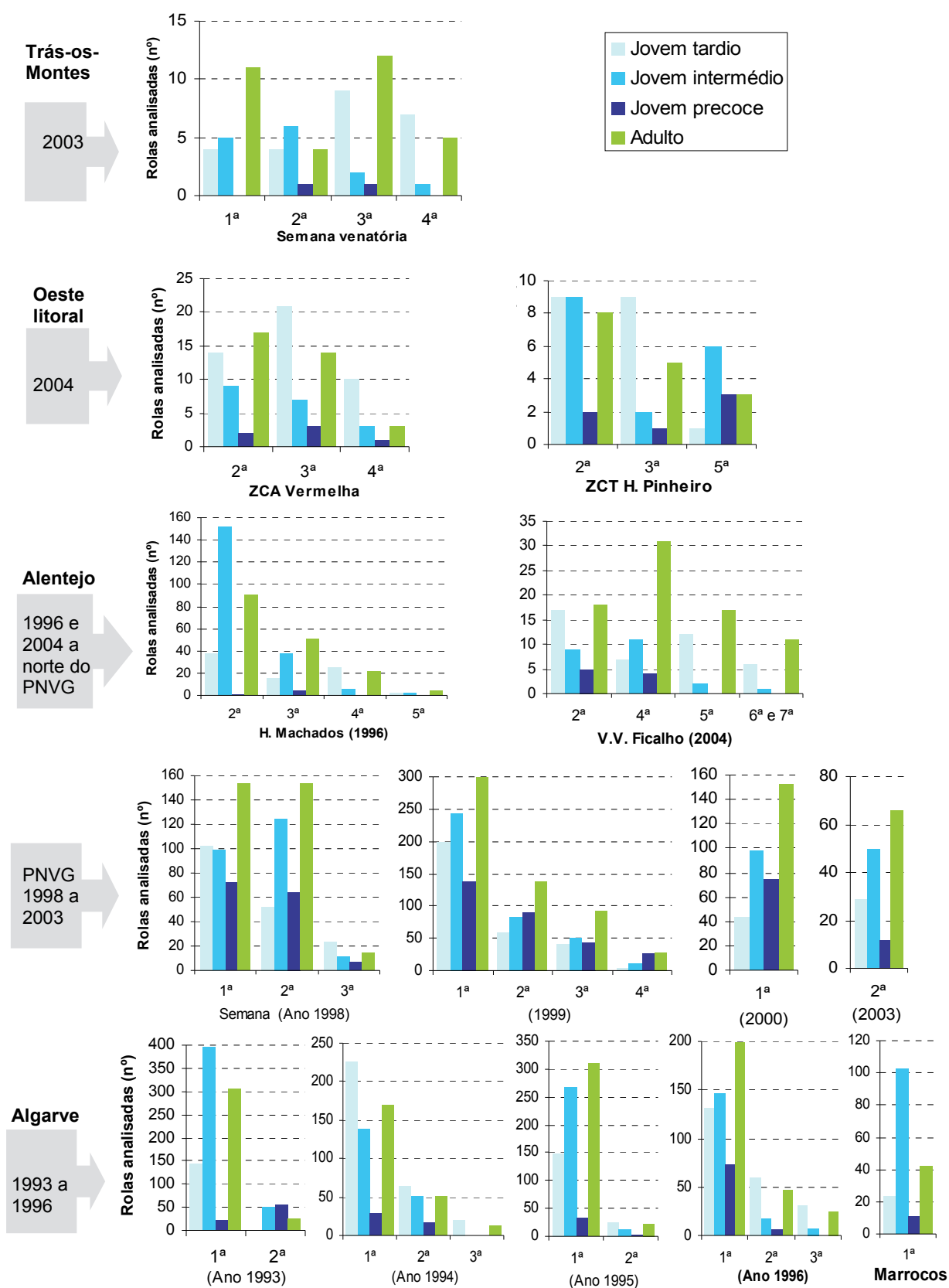
A presença de jovens precoces (nascidos no início da época de reprodução e com pelo menos três rémiges mudadas) foi mais reduzida, comparativamente com os outros grupos, em todas as regiões, tendo no entanto maior expressão no Alentejo ( $\chi^2 = 35,10$  g.l.=3;  $p < 0,001$ ;  $n=1460$ ).



**Figura III.35** – Representatividade (nº de indivíduos) das classes etárias (identificadas pelo estado da muda) nos jovens caçados nas diferentes regiões para a totalidade da amostra.

Na região de Trás-os-Montes em 2003, o aumento da proporção de jovens tardios com o decorrer da época venatória não foi significativo ( $\chi^2 = 8,09$ ; g.l.=3;  $p > 0,05$ ;  $n=24$ ), tendo-se verificado um pico de representatividade desta classe mais cedo na época de reprodução (jovens precoces e intermédios) durante a segunda semana venatória (Figura III.36).

As zonas de caça monitorizadas no Oeste próximo do litoral em 2004 tiveram um padrão semelhante nas duas primeiras semanas de amostragem. No entanto, na ZCA da Vermelha, a proporção entre os grupos de jovens não diferiu significativamente ao longo da época ( $\chi^2 = 1,94$ ; g.l.= 2; n.s.), aumentando a proporção de jovens tardios à custa da diminuição do número de adultos (Figura III.36). Já na Herdade do Pinheiro verificaram-se diferenças significativas entre as proporções das diferentes classes de jovens do ano, aumentando o número de jovens precoces e diminuindo o de tardios na última semana ( $\chi^2 = 12,06$ ; g.l.=2;  $p < 0,01$ ).



**Figura III.36** - Evolução das diferentes classes etárias ao longo das semanas venatórias (da 1ª à 7ª) nas zonas de caça das regiões de Trás-os-Montes, Oeste litoral, Alentejo interior (a norte do PNVG e no PNVG) e Algarve (Quinta do Freixo e Marrocos).

Ao contrário do que se verificou nas outras regiões, no Alentejo os jovens tardios tiveram uma baixa representatividade. Nas zonas de caça englobadas no Parque Natural do Vale do Guadiana (PNVG) e amostradas entre 1998 e 2003, os jovens nascidos a meio e início da época de reprodução foram os mais representados ao longo das semanas, com exceção da terceira semana de 1998 (Figura III.36). Por outro lado, nas zonas de caça localizadas mais a norte e monitorizadas em 1996 (Herdade dos Machados) e 2004 (na ZCM de Vila Verde de Ficalho), os adultos apareceram em maior número para o fim da época assim como os jovens tardios, nascidos no Verão (Figura III.36), apesar destas tendências não terem significado estatístico. Na ZCM de Vila Verde de Ficalho, a quarta semana venatória diferiu das restantes ( $\chi^2 = 7,08$ ; g.l.=2;  $p > 0,05$ ) por apresentar uma menor proporção de jovens tardios e a ocorrência de jovens precoces, que não apareceram nas amostras posteriores.

No Algarve a frequência das três classes de jovens variou ao longo da época (Figura III.36). A representatividade de jovens nascidos mais tarde (tardios) aumentou nas últimas semanas amostradas ( $\chi^2 = 12,72$ ; g.l.=2;  $p < 0,01$ ;  $n=242$ ), enquanto os jovens nascidos a meio do período reprodutor apareceram mais nas amostras do início da época venatória. Os jovens precoces mantiveram uma frequência muito baixa, não estando representados na última semana de amostragem. A época de 1993 constituiu uma exceção a este padrão já que os jovens tardios não estiveram representados na segunda semana e os jovens precoces apareceram em número considerável (Figura III.36).

As duas zonas de caça amostradas na primeira semana de 1996 no Algarve apresentavam a mesma razão etária (1,2) ( $\chi^2_{\text{Yates}} = 0,31$ ; g.l.=1; n.s;  $n=41$ ), mas a proporção de adultos e de jovens tardios foi superior na Quinta do Freixo, comparativamente com a ZCT de Marrocos. Nesta, a maioria dos jovens correspondia a indivíduos nascidos a meio da época de nidificação. No mesmo ano e na mesma altura, a representatividade dos jovens tardios na população de jovens caçada foi significativamente menor ( $\chi^2_{\text{Yates}} = 8,96$ ; g.l.=1;  $p=0,03$ ;  $n=64$ ) na Herdade dos Machados (Alentejo), do que no Algarve. Nessa Herdade, a classe etária dos jovens intermédios foi a mais representada até à terceira semana, reduzindo a sua expressão a favor dos jovens tardios para o fim da época (meados de Setembro de 1996) ( $\chi^2 = 13,85$ ; g.l.=2;  $p < 0,001$ ;  $n=45$ ).

A comparação dos dados obtidos em zonas de caça em Trás-os-Montes e no Alentejo interior relativos à segunda semana venatória de 2003 permitiu dizer que, apesar de haver mais adultos nas amostras recolhidas no Alentejo, a proporção das diferentes

classes de jovens do ano não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre regiões ( $\chi^2 = 1,88$ ; g.l.=2, n.s.). Em ambas os jovens intermédios foram os mais representados. No mesmo período (2ª semana) para o ano seguinte (2004), não se assinalaram diferenças significativas ( $\chi^2 = 5,24$ ; g.l.=3, n.s.) entre as regiões de Trás-os-Montes e do Alentejo. Já entre a região do Oeste e as restantes, verificaram-se diferenças relacionadas com a maior representatividade de jovens tardios nas populações do Oeste comparativamente com o que se recolheu em Vila Verde de Ficalho (Alentejo interior), em que o número de adultos foi substancialmente maior a partir de meados de Setembro.

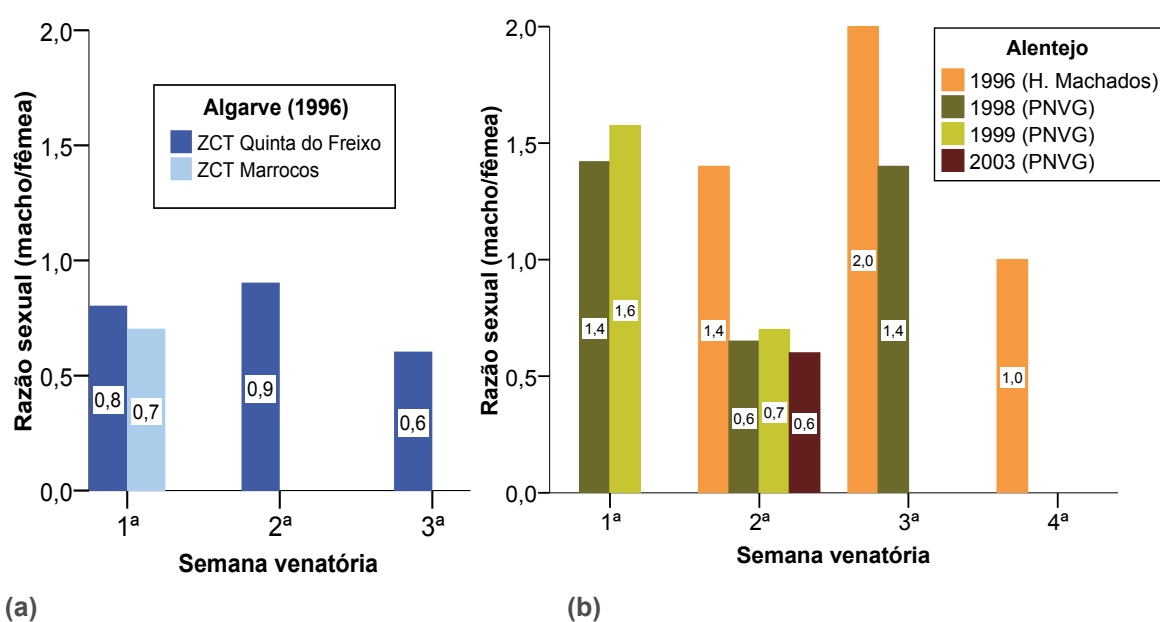
### 6.3.1.2. Estrutura sexual

A análise das rolas-bravas caçadas permitiu confirmar o sexo em 441 exemplares, correspondendo a 26% dos 1191 adultos e apenas a 9% dos jovens. Para além da não disponibilidade dos caçadores (foi mais fácil convencê-los a deixar dissecar os adultos, para ver se acertavam no sexo atribuído *a priori*), também foi mais fácil identificar o sexo nos adultos devido ao desenvolvimento das gónadas. Foi possível identificar o sexo em todos os adultos em que se tentou fazê-lo. Já para os jovens, apenas para cerca de 65% foi possível atribuir um sexo, estando esta dificuldade acrescida nos jovens tardios. No entanto, para aqueles em que o sexo foi identificado, verificou-se alguma tendência a favor das fêmeas (Tabela III.10), não diferindo significativamente a razão sexual de 1:1 ( $\chi^2 = 0,47$ ; g.l.=2; n.s.; n=135) em qualquer das classes etárias consideradas. O mesmo resultado foi encontrado para os adultos na globalidade da amostra ( $\chi^2_{\text{Yates}} = 0,21$ ; n.s.; n=306).

**Tabela III.10** – Razão sexual (macho/fêmea) verificada para as classes etárias, com a amostra (N) em que foi possível determinar o sexo por visualização das gónadas.

Classe etária	Sexo	N	Razão sexual
Jovens tardios	Macho	10	0,90
	Fêmea	11	
Jovens intermédios	Macho	21	0,87
	Fêmea	24	
Jovens precoces	Macho	35	0,97
	Fêmea	36	
Adultos	Macho	149	0,96
	Fêmea	155	

A maioria dos animais sexados derivou de amostras do Algarve (em 1996) e do Alentejo interior (1996 a 2003), sendo apenas 10 exemplares da região de Trás-os-Montes. Os desequilíbrios entre sexos registados não tiveram significado estatístico denotando, no entanto, alguma variabilidade. Em 1996, a razão sexual obtida nos exemplares caçados na Quinta do Freixo (Algarve) foi sempre a favor das fêmeas ao longo das semanas de amostragem, tendo sido o valor mais baixo (0,6) encontrado na terceira semana venatória (início de Setembro). Uma razão sexual favorecendo as fêmeas foi também encontrada na ZCA Marrocos, no mesmo ano e também na mesma região (Figura III.37). Já na Herdade dos Machados, na região do Alentejo, a razão etária observada foi a favor dos machos ao longo das semanas venatórias, tendo-se obtido o valor mais elevado na terceira semana (macho/fêmea=2). Apesar destas diferenças, a ocorrência de qualquer um dos sexos não esteve significativamente associada a uma das regiões ( $\chi^2_{\text{Yates}}=2,6$ ;  $n=160$ ;  $p=0,14$ ).



**Figura III.37** – Evolução da razão sexual (macho/fêmea) nas zonas de caça acompanhadas durante quatro semanas da época venatória: (a) na região do Algarve (em 1996) e (b) no Alentejo interior, em ZRCE dentro do PNVG (1998 a 2003) e a norte desta área protegida (1996).

Para a região do Alentejo, observou-se uma predominância de machos nas amostras de 1996 e em 1998 (razão sexual=1,2), enquanto as fêmeas apareceram em maior numero nas amostras de 1999 (Figura III.37). Em qualquer dos anos amostrados, foi na segunda semana que houve maior representatividade das fêmeas (final de Agosto). No entanto, mais uma vez, as diferenças encontradas não foram estatisticamente



significativas entre anos ( $\chi^2_{\text{Yates}}=1,96$ ;  $p=0,16$ ;  $n=255$ ), nem entre semanas ( $\chi^2$  para 1998 = 0,07; g.l.=2; n.s.;  $n=108$  e  $\chi^2_{\text{Yates}}$  para 1999 = 0,67; n.s.;  $n=147$ ). Em 2003, a amostragem efectuada em Trás-os-Montes revelou uma razão sexual = 1, enquanto no Alentejo essa razão foi a favor das fêmeas (razão sexual = 0,57).

### 6.3.2. Caracterização biométrica

#### 6.3.2.1. Dimorfismo etário e sexual

Para a caracterização biométrica dos exemplares caçados em Portugal recorreu-se a variáveis que descrevem a dimensão da cabeça e bico, o tarso e dedos e ainda estruturas emplumadas. A largura e comprimento da cabeça, bem como o comprimento do bico, foram medidos apenas em 318 exemplares analisados em conjunto nas áreas de estudo do Algarve e na ZCA dos Machados no Alentejo, entre 1994 e 1996. Atendendo a que os valores de referência para estes parâmetros são escassos (e.g., Cramp, 1985; Fernandes, 1999) e o tempo dispendido com cada exemplar constituiu um factor determinante, optou-se nos anos seguintes, por recolher apenas outras variáveis usadas em estudos biométricos e passíveis de ser comparadas entre autores.

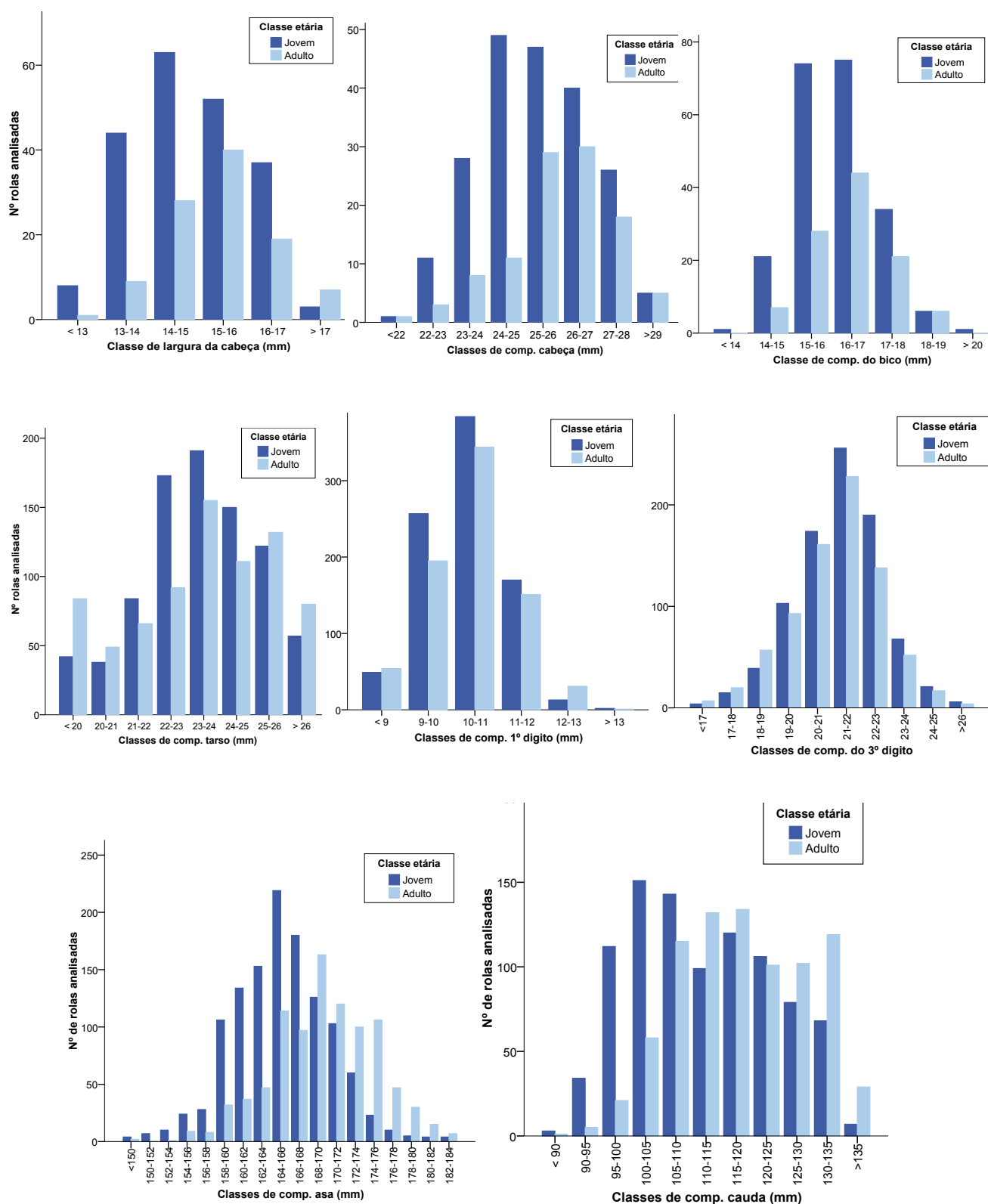
A caracterização estatística das variáveis biométricas foi sintetizada de acordo com as principais classes etárias (jovem e adulto) e com o sexo atribuído a uma fracção mínima da amostra. A análise não paramétrica efectuada em cada um dos grupos etários dos jovens do ano (tardios, intermédios e precoces) não revelou diferenças significativas entre machos e fêmeas para todas as variáveis biométricas estudadas (testes Mann-Whitney U, (Z)  $p>0,05$ ), pelo que se optou por efectuar as análises seguintes com o conjunto de jovens independentemente do agrupamento etário onde se inseriam.

A Tabela III.11 sintetiza os resultados das análises efectuadas para determinar a magnitude do dimorfismo etário e sexual de acordo com as variáveis escolhidas. A Figura III.38 complementa a referida tabela, com as frequências numéricas de cada variável discriminada por classe etária, para o total da amostra. Em termos gerais, o dimorfismo etário fez-se sentir mais no comprimento da asa e cauda e nas dimensões da cabeça, com os adultos a apresentarem maiores valores para estas variáveis. As variáveis que contribuíram mais para o grau de dimorfismo sexual variam consoante a classe etária. Nos jovens o comprimento da cabeça foi a variável que apresentou maior dimorfismo sexual, seguindo-se o comprimento dos dedos. No caso dos adultos, o comprimento da cauda e o da asa foram as variáveis mais dimórficas, contrastando com as relacionadas com a cabeça e bico, que apresentaram baixo grau de dimorfismo.

**Tabela III.11** - Comparações etária e sexual efectuadas para cada uma das variáveis biométricas. Valores obtidos através do índice de dimorfismo (D), análise univariada ANOVA (F) e teste de Mann-Whitney U (Z). Valores de significância: \*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$  e \*\*\* $p < 0,001$ .

Variável	Comparação	Parâmetro		
		D	F	Z
Largura da cabeça (mm)	Macho vs Fêmea jovem	0,94	0,49	-0,74
	Macho vs Fêmea adulto	0,39	0,07	0,34
	Adulto vs Jovem	2,72	11,78 ***	-3,384 ***
Comprimento da cabeça (mm)	Macho vs Fêmea jovem	2,51	7,61 **	-2,49 *
	Macho vs Fêmea adulto	0,70	0,29	0,55
	Adulto vs Jovem	2,27	11,75 ***	-3,559 ***
Comprimento do bico (mm)	Macho vs Fêmea jovem	0,60	0,34	-0,36
	Macho vs Fêmea adulto	0,23	0,04	0,58
	Adulto vs Jovem	1,47	4,15 *	-2,268 *
Comprimento do tarso (mm)	Macho vs Fêmea jovem	0,56	0,49	-0,77
	Macho vs Fêmea adulto	1,56	3,93 *	-2,106 *
	Adulto vs Jovem	0,38	1,29	-0,02
Comprimento do terceiro dígito (mm)	Macho vs Fêmea jovem	1,70	3,73	-1,69
	Macho vs Fêmea adulto	1,60	5,67 *	-1,992 *
	Adulto vs Jovem	0,89	7,27 **	-2,554 *
Comprimento do primeiro dígito (mm)	Macho vs Fêmea jovem	1,86	2,09	-0,82
	Macho vs Fêmea adulto	0,93	0,91	-0,85
	Adulto vs Jovem	0,95	5,72 *	-2,39 *
Comprimento da asa (mm)	Macho vs Fêmea jovem	1,46	9,35 **	-2,646 **
	Macho vs Fêmea adulto	2,08	32,60 ***	-5,57 ***
	Adulto vs Jovem	2,55	329,39 ***	-17,36 ***
Comprimento da cauda (mm)	Macho vs Fêmea jovem	1,25	0,90	-1,65
	Macho vs Fêmea adulto	2,66	6,37 *	-2,67 **
	Adulto vs Jovem	5,12	132,18 ***	-10,92 ***

Quer a análise paramétrica quer a não paramétrica foram concordantes em salientar as variáveis biométricas que contribuíram significativamente para a diferenciação sexual e etária. Devido a este facto, optou-se por explorar a influência de variáveis espaciais e temporais na caracterização biométrica utilizando métodos paramétricos, mesmo quando não foi possível seguir na íntegra os pressupostos de normalidade e homogeneidade de variância recomendados (Sokal & Rohlf, 1995).



**Figura III.38** - Distribuição de frequências por classes de largura da cabeça, comprimento da cabeça, do bico, do tarso, do primeiro e terceiro dígito, da asa e da cauda (mm) de rolas-bravas capturadas no total da amostra.

### 6.3.2.2. Variáveis associadas ao tamanho da cabeça

A Tabela III.12 sintetiza a estatística descritiva para as variáveis biométricas relativas à cabeça. A largura da cabeça variou entre 13 e 18 milímetros, sendo superior nos adultos comparativamente aos jovens ( $Z = -3,38$ ;  $n_{\text{jovens}}=207$ ;  $n_{\text{adultos}}=104$ ;  $p<0,01$ ). Em qualquer das classes etárias, apesar dos machos terem valores médios superiores aos das fêmeas, essas diferenças não foram estatisticamente significativas ( $Z_{\text{jovens}} = -0,74$ ;  $n_{\text{macho}}=41$ ;  $n_{\text{fêmea}}=46$ ;  $p=0,46$  e  $Z_{\text{adultos}} = -0,34$ ;  $n_{\text{macho}}=24$ ;  $n_{\text{fêmea}}=29$ ;  $p=0,73$ ).

**Tabela III.12** - Estatística descritiva para as variáveis largura e comprimento da cabeça e comprimento do bico (mm), obtida para a amostra do Algarve e Alentejo interior (1994 a 1996).

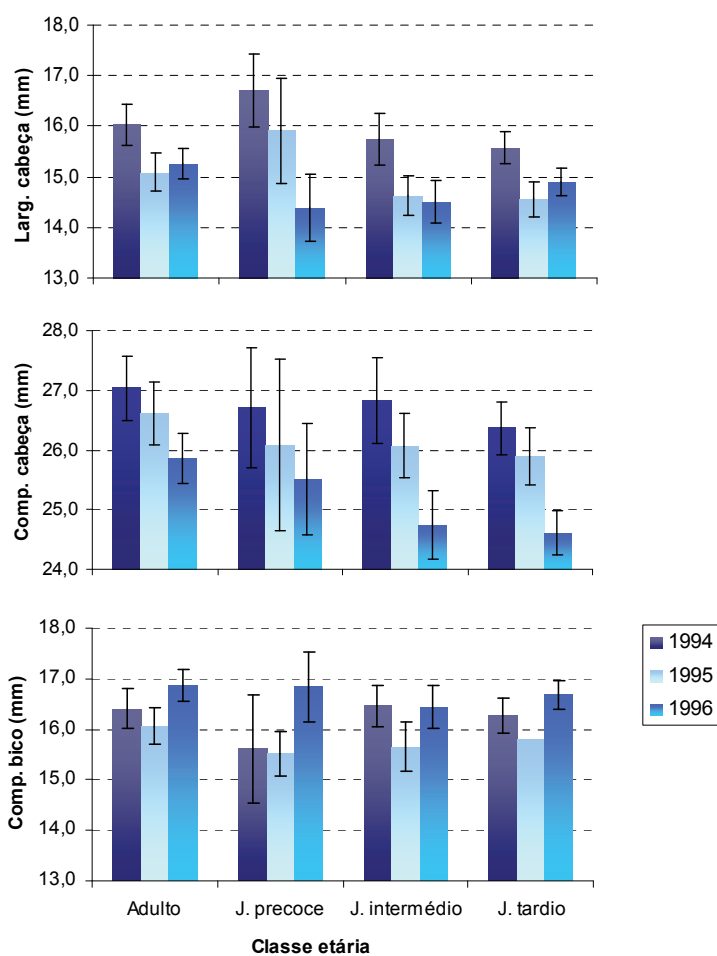
Variável	Classe etária	Sexo	Parâmetro							
			Média	Er. Pad.	Mediana	Moda	Des. pad.	Mínimo	Máximo	N
Largura da cabeça (mm)	Jovem	Macho	14,92	0,15	14,70	14,00	0,94	13,00	17,00	41
		Fêmea	14,78	0,14	14,85	14,00	0,97	13,00	16,40	46
		Todos	15,10	0,07	15,00	14,00	1,03	13,00	18,00	207
	Adulto	Macho	15,44	0,19	15,45	16,00	0,94	14,00	17,10	24
		Fêmea	15,38	0,16	15,00	15,00	0,86	14,00	17,45	29
		Todos	15,51	0,09	15,50	15,00	0,94	13,35	18,00	104
Comprimento da cabeça (mm)	Jovem	Macho	25,10	0,19	25,00	25,00	1,20	22,90	27,20	41
		Fêmea	24,47	0,14	24,55	25,00	0,96	22,00	26,00	46
		Todos	25,60	0,10	25,60	25,00	1,44	22,00	28,50	207
	Adulto	Macho	25,79	0,22	26,00	26,00	1,09	24,00	27,80	24
		Fêmea	25,61	0,23	26,00	26,00	1,23	23,00	28,00	29
		Todos	26,18	0,13	26,30	26,00	1,36	22,00	28,50	105
Comprimento do bico (mm)	Jovem	Macho	16,59	0,14	16,60	16,00	0,88	14,20	19,00	41
		Fêmea	16,49	0,11	16,40	16,00	0,75	14,60	18,00	47
		Todos	16,32	0,07	16,20	16,00	0,99	14,00	19,50	212
	Adulto	Macho	16,74	0,16	16,50	16,00	0,80	15,50	19,00	24
		Fêmea	16,78	0,16	17,00	17,00	0,85	14,50	18,80	29
		Todos	16,56	0,09	16,50	17,00	0,95	14,40	19,00	106

Os resultados da modelação efectuada para a região do Algarve para averiguar as contribuições independentes do ano, da semana de caça e das classes etárias e suas interações nestas características biométricas estão sintetizados na Tabela III.13. Da sua análise, verificou-se que a largura da cabeça foi influenciada significativamente pelas classe etária, semana venatória e ano de estudo, sendo este último o que contribuiu mais para a variação. Os indivíduos capturados em 1994 apresentaram os valores mais elevados relativamente a este parâmetro. Os jovens mais novos (tardios e intermédios) tiveram a largura da cabeça inferior à dos adultos em todos os anos do estudo (Figura III. 39). Para esta variável, os jovens precoces apresentaram valores muito próximos ou superiores ao verificado nos adultos (Figura III.39). As rolas-bravas com maior largura de cabeça foram capturadas no início da semana venatória. Este padrão manteve-se em

todas as idades e anos de análise (interacções “idades x semana”,  $p=0,67$  e “semana x ano”  $p=0,94$ ).

**Tabela III.13** – Sumário do modelo linear para as variáveis biométricas largura da cabeça, comprimento da cabeça e do bico (mm) com potenciais variáveis explicativas.

Factor de variação	Largura da cabeça			Comprimento da cabeça			Comprimento do bico		
	g.l.	F	p	g.l.	F	p	g.l.	F	p
Modelo	22	5,61	<0,001	22	6,15	<0,001	22	3,63	<0,001
Ano	2	22,83	<0,001	2	20,35	<0,001	2	13,23	0,01
Semana	2	6,28	<0,01	2	2,84	0,06	2	3,18	0,04
Idades	3	5,13	<0,01	3	6,91	<0,001	3	1,64	0,18
Idades x semana	5	0,66	0,67	5	1,54	0,18	5	0,67	0,64
Ano x semana	4	0,21	0,93	4	1,77	0,13	4	3,17	0,01
Ano x idades	6	2,52	0,02	6	0,77	0,61	6	3,17	0,26
Erro	269			270			276		



**Figura III.39** – Largura, comprimento da cabeça e comprimento do bico (mm) de acordo com as classes etárias de rolas-bravas capturadas na região do Algarve entre 1994 a 1996; valores (média  $\pm$  95% IC) ponderados, após GLM, pelo efeito da semana de captura.

O comprimento da cabeça variou entre 22,0 mm e 28,5 mm, apresentando valores médios igualmente superiores nos adultos relativamente aos jovens ( $Z = -3,56$ ;  $n_{\text{jovens}} = 207$ ,  $n_{\text{adultos}} = 104$ ;  $p < 0,001$ ) e no caso desta classe etária, nos machos comparativamente às fêmeas ( $Z = -2,49$ ;  $n_{\text{machos}} = 41$ ,  $n_{\text{fêmeas}} = 46$ ;  $p = 0,01$ ). Este parâmetro foi também influenciado pelo ano e pelas classes etárias (Tabela III.13 e Figura III.39). Os indivíduos capturados em 1996 apresentaram valores médios inferiores aos restantes anos, em particular nas classes mais novas (jovens tardios e intermédios). Foi também nesta faixa etária que as diferenças de comprimento da cabeça foram maiores relativamente aos adultos. Este padrão não foi influenciado pelo ano nem pela semana de captura (interacções “idades x semana”  $p = 0,18$  e “idades x ano”  $p = 0,60$ ).

O comprimento do bico variou entre 14,0 mm e 19,5 mm (Tabela III.13). Apesar do máximo ter sido registado num jovem, esta classe etária apresentou menor média que os adultos ( $Z = -2,67$ ;  $n_{\text{jovens}} = 212$ ,  $n_{\text{adultos}} = 106$ ;  $p = 0,02$ ). As fêmeas adultas apresentaram maior média e dispersão de valores que os machos: no entanto, não foram reveladas diferenças estatisticamente significativas entre sexos nas duas idades para este parâmetro ( $Z_{\text{jovens}} = -0,36$ ;  $n_{\text{machos}} = 41$ ,  $n_{\text{fêmeas}} = 47$ ;  $p = 0,72$  e  $Z_{\text{adultos}} = -0,58$ ;  $n_{\text{machos}} = 24$ ,  $n_{\text{fêmeas}} = 29$ ;  $p = 0,59$ ).

O bico é uma das estruturas utilizadas pelos caçadores para suspenderem no arnês as rolas-bravas caçadas, pelo que grande parte dos exemplares apresentava essa região do corpo deformada, furada ou dobrada. Este facto impediu a medição da largura e espessura do bico e limitou a dimensão da amostra deste parâmetro. Tal como nas anteriores variáveis, o ano teve influência significativa na variabilidade dos valores de comprimento do bico. Em 1995 foram obtidos os menores valores médios, para todas as semanas de captura. Foi também na primeira semana venatória que se registaram os valores mais elevados deste parâmetro em 1994 e 1995. Apesar da análise univariada ter atribuído significado estatístico à diferença encontrada entre os jovens e os adultos, essa diferença esbateu-se quando se consideram os jovens divididos em diferentes classes etárias (Tabela III.13). Esta não diferenciação verificou-se ao longo das semanas e anos de estudo (interacções “idades x semana”,  $p = 0,64$  e “idades x ano”  $p = 0,26$ , n.s.). Não se tendo verificado diferenças entre sexos nestas variáveis, poder-se-ão atribuir as diferenças anuais e semanais à entrada diferencial nas caçadas de migradores resultantes de populações diferentes. Em 1996, os indivíduos capturados aparentaram ter bicos maiores e cabeças mais pequenas que os dos restantes anos.

## 6.3.2.3. Variáveis associadas ao tamanho das patas

As variáveis relacionadas com o tamanho das patas foram recolhidas nas quatro regiões e vários anos (Tabela III.14). O efeito do ano nestas variáveis foi apenas avaliado nas regiões do Alentejo e do Algarve, para as quais se dispunha de dados de várias épocas venatórias. De modo a não reduzir a dimensão da amostra, este processo envolveu a aplicação de uma análise paramétrica, com os dados destas duas regiões, aos resíduos resultantes do GLM efectuado previamente para avaliar a contribuição da região, semana venatória e classe etária na variação destes parâmetros para a globalidade da amostra.

**Tabela III.14** - Estatística descritiva para as variáveis comprimento (mm) do tarso, do primeiro polegar e terceiro dígito, obtidas para machos e fêmeas para o conjunto da amostra e para o total geral, independentemente de terem sido classificados sexualmente (dados de 1994 a 2004).

Variável	Classe etária	Sexo	Parâmetro							
			Média	Er. Pad.	Mediana	Moda	Des. pad.	Mínimo	Máximo	N
Comprimento do tarso (mm)	Jovem	Macho	23,28	0,15	23,00	23,00	1,05	21,00	26,50	52
		Fêmea	23,20	0,15	23,00	23,00	1,14	21,00	27,00	60
		Todos	23,73	0,07	24,00	24,00	1,95	17,00	27,00	857
	Adulto	Macho	24,34	0,14	24,00	24,00	1,46	21,00	27,00	116
		Fêmea	23,98	0,14	23,90	23,00	1,57	20,00	27,00	133
		Todos	23,61	0,08	24,00	26,00	2,33	17,00	27,00	769
Comprimento do terceiro dígito (mm)	Jovem	Macho	21,73	0,14	21,90	22,00	0,99	19,30	24,50	52
		Fêmea	21,36	0,14	21,50	20,50	1,05	18,10	23,40	60
		Todos	21,56	0,05	21,70	22,00	1,43	17,00	26,00	876
	Adulto	Macho	21,91	0,10	22,00	22,00	1,13	19,00	25,20	117
		Fêmea	21,56	0,10	21,70	22,00	1,21	17,30	24,40	133
		Todos	21,37	0,05	21,50	22,00	1,49	17,00	26,00	777
Comprimento do primeiro dígito (mm)	Jovem	Macho	10,23	0,10	10,00	10,00	0,73	8,90	12,00	52
		Fêmea	10,04	0,08	10,00	10,00	0,65	8,60	11,25	60
		Todos	10,58	0,03	10,50	11,00	0,85	8,00	13,10	875
	Adulto	Macho	10,75	0,08	10,90	11,00	0,87	8,55	13,00	117
		Fêmea	10,65	0,07	10,70	11,00	0,79	9,00	13,00	133
		Todos	10,68	0,03	10,90	11,00	0,90	8,00	13,20	776

O comprimento do tarso variou entre 17mm e 27 mm, não se tendo verificado diferenças entre jovens e adultos ( $Z = -0,02$ ;  $n_{\text{jovens}} = 857$ ;  $n_{\text{adultos}} = 769$ ;  $p = 0,98$ ). As diferenças sexuais surgiram apenas nos adultos, com as fêmeas a apresentarem menores valores que os machos ( $Z_{\text{adultos}} = -2,11$ ;  $n_{\text{machos}} = 116$ ,  $n_{\text{fêmeas}} = 133$ ;  $p = 0,04$ ).

O resultado da modelação confirmou a ausência de diferenças significativas entre as classes etárias relativamente a este parâmetro, aspecto que se manteve ao longo das semanas e em todas as regiões estudadas (Tabela III.15 e Figura III.40). Os factores que contribuíram mais para a variabilidade deste parâmetro foram a região e a semana de captura. Os animais caçados na região de Oeste litoral (em 2004) tiveram os menores valores médios de comprimento do tarso (teste G-H,  $p < 0,001$ ). As restantes regiões não diferiram entre si.

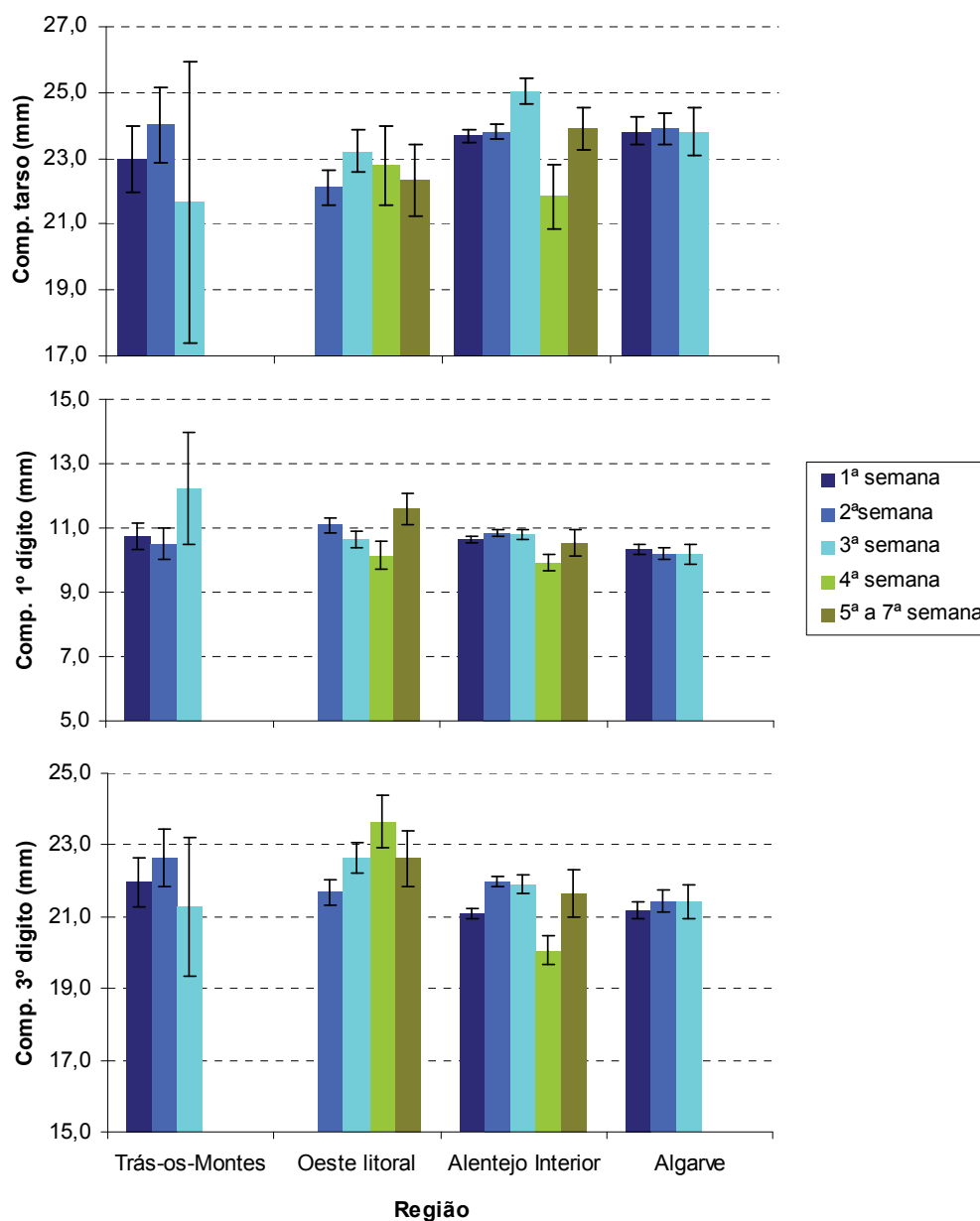


**Tabela III.15** – Sumário do modelo linear para variáveis biométricas (comprimento do tarso, do dedo médio e do polegar (mm)) como potenciais variáveis explicativas.

Factor de variação	Comprimento do tarso			Comprimento do 1º dígito			Comprimento do 3º dígito		
	g.l.	F	p	g.l.	F	p	g.l.	F	p
Modelo	37	5,52	<0,001	37	5,80	<0,001	37	8,99	<0,001
Região	3	4,82	<0,01	3	17,54	<0,001	3	17,75	<0,001
			<0,01						
Semana	4	3,63	<0,001	4	11,24	<0,001	4	0,82	0,52
Idades	3	0,26	0,86	3	5,99	<0,001	3	0,76	0,51
Idades x semana	12	1,10	0,36	12	2,08	0,02	12	1,55	0,10
Região x semana	7	3,98	<0,001	7	3,59	<0,01	7	11,75	<0,001
Região x idades	8	1,14	0,34	8	0,98	0,45	8	1,51	0,15
Erro	1585			1585			1585		

Durante as três primeiras semanas venatórias, os indivíduos caçados apresentaram ter o tarso de maiores dimensões comparativamente com as semanas seguintes. A quarta e quinta semana só foram acompanhadas no Alentejo e no Oeste durante o ano 2004.

Na região do Algarve, o comprimento médio do tarso variou significativamente entre anos ( $F_{2,271} = 26,65$ ;  $p < 0,001$ ), tendo sido caçados indivíduos com tarsos menores em 1996 e maiores em 1995 (teste de G-H: 1995 vs. 1996  $p < 0,001$ ; 1995 vs. 1994  $p = 0,01$ ; 1994 vs. 1996  $p < 0,001$ ). Também no Alentejo se verificaram diferenças significativas entre anos ( $F_{5,1160} = 10,01$ ;  $p < 0,001$ ). Os indivíduos caçados nesta região em 1998 e 2004 apresentaram maior comprimento médio do tarso que nos outros anos (teste de Sheffé,  $p = 0,78$  e G-H,  $p = 0,05$ ). Os valores encontrados para as semanas também diferiram entre si ( $F_{4,1161} = 9,45$ ;  $p < 0,001$ ;  $n = 1165$ ), tendo sido na quarta semana que se obtiveram os menores valores médios (teste de G-H: 4ª semana vs. todas  $p < 0,001$ ).



**Figura III.40** – Variação do comprimento do tarso, do primeiro e terceiro dígito (mm) das rola-bravas amostradas nas diferentes regiões e semanas venatórias. Valores (média  $\pm$  95% IC), obtidos para o conjunto dos anos e das classes etárias.

Numa primeira observação, ao contrário do verificado por alguns autores (e.g., Senar & Pascual, 1997), o comprimento do tarso não se revelou uma característica que se possa relacionar linearmente com o crescimento dos indivíduos, já que os jovens tardios tiveram maiores valores para este parâmetro que os jovens intermédios; também os jovens precoces no Algarve tiveram sempre o tarso maior que o dos adultos, apesar dessa diferença não ter significado estatístico (resultado do GLM para  $p < 0,05$ ).

O comprimento do primeiro dígito (polegar) variou entre 8,0 mm e 13,2 mm, sendo maior nos adultos comparativamente aos jovens ( $Z = -2,39$ ,  $n_{\text{adultos}} = 875$ ,  $n_{\text{jovens}} = 776$ ,  $p = 0,02$ ). Em qualquer das classes etárias, não se verificou diferença entre sexos para este parâmetro ( $Z_{\text{jovens}} = -0,82$ ;  $n_{\text{machos}} = 52$ ,  $n_{\text{fêmeas}} = 60$ ;  $p = 0,41$  e  $Z_{\text{adultos}} = -0,85$ ;  $n_{\text{machos}} = 117$ ,  $n_{\text{fêmeas}} = 133$ ;  $p = 0,40$ ). Para o conjunto da amostra verificaram-se diferenças entre regiões, ocorrendo os menores valores no Algarve e não diferindo as restantes entre si (Sheffé,  $p = 0,78$  e G-H com  $p < 0,001$  entre Algarve e Alentejo e Oeste;  $p = 0,01$  entre Algarve e Trás-os-Montes). Nas classes etárias mais jovens (intermédios e tardios), registaram-se os menores valores médios do polegar, comparativamente com os adultos e jovens precoces (Tabela III.15) Este resultado foi comum em todas as regiões (interacção idades x região  $p = 0,45$ ; n.s.). Os valores obtidos variaram também ao longo das semanas: no entanto, apenas a quarta semana se destacou (teste de G-H:  $p < 0,001$  entre 4ª e as restantes semanas).

Considerando apenas a região do Algarve, não se verificaram diferenças no comprimento do polegar entre anos, idades ou semanas ( $F_{\text{ano}} = 2,45$ , g.l.=2,  $p = 0,09$  e  $n = 295$  e  $F_{\text{semana}} = 0,95$ ; g.l.=2;  $p = 0,39$ ;  $n = 295$ ). Na região do Alentejo verificaram-se diferenças entre os anos ( $F_{5,1163} = 4,42$ ;  $p < 0,001$ ) e semanas ( $F_{5,1163} = 2,46$ ;  $p = 0,03$ ). Os anos de 1996 (na Herdade dos Machados) 2003 e 2004 apresentam os menores valores e distinguem-se dos restantes (testes de G-H com  $p < 0,001$ ). Os valores médios deste parâmetro foram menores nas últimas semanas (teste de Games-Howell: 4ª semana vs. restantes  $p < 0,01$ ), não diferindo as restantes semanas entre si (Sheffé,  $p = 0,264$ ).

O comprimento do dedo médio (3ª dígito) variou entre 17,0 mm e 26,0 mm, sendo maior nos adultos comparativamente aos jovens ( $Z = -2,55$ ;  $n_{\text{jovens}} = 876$ ,  $n_{\text{adultos}} = 777$ ;  $p = 0,01$ ). Nesta classe etária, não se verificaram diferenças significativas entre os sexos ( $Z = -1,69$ ;  $n_{\text{machos}} = 52$ ,  $n_{\text{fêmeas}} = 60$ ;  $p = 0,09$ ); já nos adultos, os machos apresentaram maior dedo médio que as fêmeas ( $Z = -1,99$ ,  $n_{\text{machos}} = 117$ ,  $n_{\text{fêmeas}} = 133$ ,  $p < 0,05$ ). Tal como para o comprimento do tarso, foram as variáveis relacionadas com as semanas de captura e as regiões que mais contribuíram para a variabilidade deste parâmetro biométrico (Tabela III.15 e Figura III.40). A modelação evidenciou diferenças entre as regiões, com os indivíduos do Alentejo e do Algarve a apresentarem os valores médios mais baixos comparativamente com os de Trás-os-Montes e Oeste litoral (teste de G-H:  $p < 0,01$ ). As diferenças entre semanas não tiveram significado estatístico, apesar da forma como os valores médios se distribuem ao longo destas ter variado entre regiões (Figura III.40).

Na região do Algarve não se verificaram diferenças significativas na média do comprimento do dedo médio entre anos, idades e semanas venatórias ( $F_{\text{ano}} = 0,39$ ; g.l.=2;

$p=0,68$ ;  $n=295$  e  $F_{\text{semana}} = 1,14$ ; g.l.= 2;  $p=0,25$ ;  $n=295$ ). No Alentejo, foram as variáveis ano e semana venatória que mais contribuíram para a variabilidade deste parâmetro ( $F_{\text{ano}}=5,29$ ; g.l.=5;  $p<0,001$ ;  $n=1169$ ). O ano 2000 teve a média menor de toda a amostra (teste de G-H:  $p<0,005$ ) e em 2003 capturaram-se indivíduos com maior dedo médio (teste de G-H:  $p<0,005$ ). A primeira e a quarta semana apresentaram os menores valores médios para o conjunto da amostra: no entanto, a importância da semana variou de ano para ano ( $F_{4,1165} = 7,00$ ;  $p<0,001$ ), já que houve semanas que não foram amostradas todos os anos.

#### 6.3.2.4. Variáveis associadas a estruturas emplumadas

O comprimento da asa variou entre 140 mm e 185 mm (Tabela III.16). As asas dos indivíduos adultos foram maiores que a dos jovens ( $Z = -17,36$ ;  $n_{\text{jovem}}=1200$ ,  $n_{\text{adulto}}=935$ ,  $p<0,001$ ), diferindo em média 4mm. As asas dos machos eram de maior comprimento que as das fêmeas, em qualquer das classes etárias ( $Z_{\text{jovens}} = -2,65$ ;  $n_{\text{macho}}=52$ ,  $n_{\text{fêmea}}=59$ ;  $p=0,008$  e  $Z_{\text{adultos}} = -5,56$ ;  $n_{\text{macho}}=123$ ,  $n_{\text{fêmea}}=136$ ,  $p<0,001$ ).

**Tabela III.16** - Estatística descritiva para as variáveis comprimento (mm) da asa e da cauda, obtidas para o conjunto da amostra (dados de 1994 a 2004).

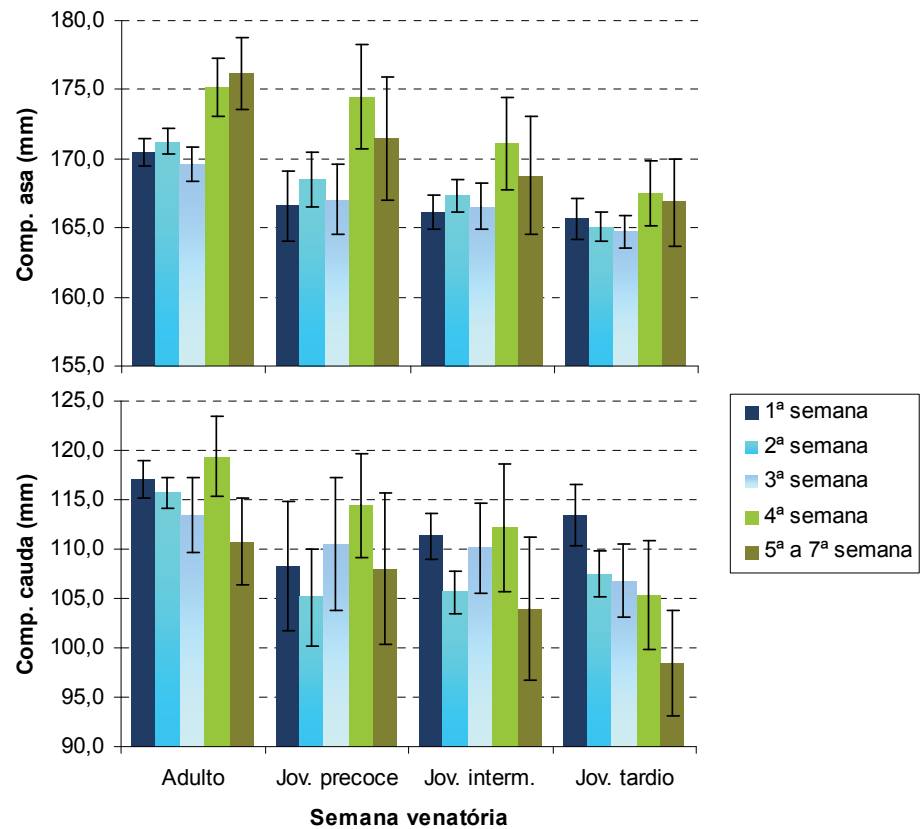
Variável	Classe etária	Sexo	Parâmetro							
			Média	Er. Pad.	Mediana	Moda	Des. pad.	Mínimo	Máximo	N
Comprimento da asa (mm)	Jovem	Macho	167,63	0,60	167,00	165,00	4,29	159,00	176,00	52
		Fêmea	165,19	0,54	165,00	164,00	4,13	155,00	172,00	59
		Todos	165,77	0,15	166,00	165,00	5,19	140,00	185,00	1200
	Adulto	Macho	171,54	0,47	172,00	170,00	5,17	156,00	184,00	123
		Fêmea	167,97	0,42	168,00	165,00	4,90	155,00	181,00	136
		Todos	170,00	0,18	170,00	170,00	5,53	148,00	185,00	935
Comprimento da cauda (mm)	Jovem	Macho	103,98	0,93	105,00	105,00	6,43	93,00	120,00	48
		Fêmea	102,68	0,99	100,00	100,00	7,39	91,00	127,00	56
		Todos	112,91	0,37	111,00	100,00	11,12	84,00	135,00	922
	Adulto	Macho	117,58	0,90	118,00	110,00	9,26	95,00	135,00	106
		Fêmea	114,45	0,85	112,00	110,00	9,50	93,00	135,00	126
		Todos	118,69	0,34	119,00	130,00	9,69	90,00	135,00	817

Da análise à tabela III.17, verificou-se que o comprimento da asa foi influenciado significativamente pela região de captura, semana venatória e classe etária, sendo esta última a que mais contribuiu para a variação. Considerando o conjunto da amostra, os jovens tardios apresentavam asas de comprimento significativamente inferior ao registado para as restantes idades e os adultos as asas mais compridas que os restantes (todos os testes de G-H:  $p<0,001$ ). Não foram reveladas diferenças significativas neste parâmetro entre os jovens precoces e intermédios. Os exemplares de rola-brava capturados mais para o final da época venatória apresentavam asas de maior comprimento que os restantes. As diferenças entre classes etárias foram também mais expressivas nas últimas

semanas (idades x semana,  $p<0,01$ ). Este padrão manteve-se em todas as regiões, apesar destas capturas serem mais representativas da região alentejana e Oeste litoral (Figura III.41).

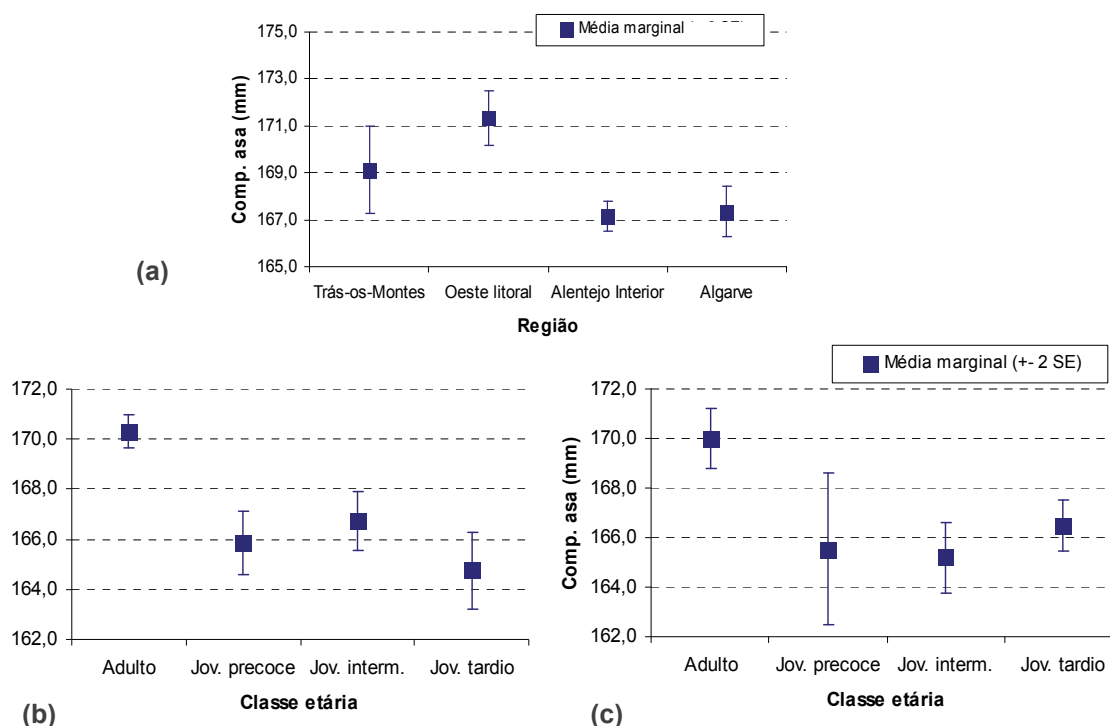
**Tabela III.17** – Sumário do modelo linear para os comprimentos da asa e da cauda (mm) como potenciais variáveis explicativas.

Factor de variação	Comprimento da asa			Comprimento da cauda		
	g.l.	F	p	g.l.	F	p
Modelo	39	14,84	<0,001	38	25,96	<0,001
Região	3	10,35	<0,001	3	24,55	<0,001
Semana	4	9,92	<0,001	4	7,75	<0,001
Idades	3	41,76	<0,001	3	19,56	<0,001
Idades x semana	12	2,18	0,01	12	3,95	<0,001
Região x semana	8	0,80	0,62	7	6,11	<0,001
Região x idades	9	1,93	0,04	9	1,70	0,08
Erro	2050			1697		



**Figura III.41** - Comprimento da asa e da cauda (mm) das rolas-bravas capturadas no total da amostra nas diferentes classes etárias ao longo das semanas venatórias. Valores (média  $\pm$  95% IC) ponderados pelo efeito da região.

Verificou-se também que as rolas-bravas capturadas nas zonas de caça do Oeste litoral (ZCA Vermelha, Carvalhal e Herdade do Pinheiro) apresentaram um comprimento médio de asa superior ao medido nas rolas-bravas das restantes áreas (Figura III.42a), não sendo essa diferença significativa em relação à região de Trás-os-Montes (teste de Scheffé,  $p=0,07$ ). As rolas-bravas analisadas no Alentejo e Algarve apresentaram comprimentos de asas menores que noutras regiões, que também não diferiram entre si (teste de Scheffé, n.s.). O ano não foi um factor que tenha contribuído significativamente para a variabilidade deste parâmetro (Alentejo:  $F_{5,1646} = 0,56$ ,  $p=0,73$ ; Algarve:  $F_{1,207} = 2,91$ ,  $p=0,09$ ; interacções com outras variáveis n.s.). No entanto, a expressão deste parâmetro nas classes etárias foi diferente entre o Alentejo e o Algarve. Assim, tal como no resto do país, as asas dos adultos foram mais compridas que as dos jovens, mas no Alentejo os jovens tardios apresentavam as asas mais pequenas do total da amostra, enquanto os jovens intermédios apresentaram maior variabilidade e maiores médias (Figura III.42b). No Algarve (Figura III.42c), os jovens tardios apresentaram valores superiores aos dos restantes jovens e a maior variabilidade ocorreu nos jovens precoces, não diferindo estes significativamente dos adultos (teste de G-H: adulto vs. jovem precoce  $p=0,17$ , adulto vs. outros jovens  $p<0,001$ ). Estes padrões mantiveram-se ao longo de todos os anos e semanas venatórias.



**Figura III.42** – Comprimento (mm) da asa de rolas-bravas: (a) na totalidade da amostra nas várias regiões; (b) nas classes etárias capturadas no Alentejo interior e (c) no Algarve. Valores (média  $\pm$  95% IC) ponderados pelo efeito da semana venatória e classe etária em (a); após GLM em cada região, pelo efeito do ano e semana de captura nas classes etárias em (b) e (c).

O comprimento da cauda variou entre 90 mm e 143 mm (Tabela III. 16), sendo maior nos adultos relativamente aos jovens ( $Z = -10,92$ ;  $n_{\text{jovem}} = 922$ ,  $n_{\text{adulto}} = 817$ ,  $p < 0,001$ ). Nesta última classe etária não se verificaram diferenças significativas entre sexos ( $Z_{\text{jovens}} = -1,467$ ,  $n_{\text{macho}} = 48$ ,  $n_{\text{fêmea}} = 56$ ;  $p = 0,10$ ). Já nos adultos, os machos apresentaram caudas mais compridas que as fêmeas ( $Z_{\text{adultos}} = -2,67$ ;  $n_{\text{macho}} = 106$ ,  $n_{\text{fêmea}} = 126$ ;  $p < 0,01$ ). Os resultados do GLM confirmaram a influência da idade nesta variável (idades  $F_{3,1733} = 19,47$ ;  $p < 0,001$ ) sendo as diferenças mais assinaláveis entre os adultos e os jovens (Tabela III.17). De acordo com os testes *post-hoc* G-H, todas as classes etárias diferem entre si ( $p < 0,05$ ). Os jovens precoces foram os que mais se aproximaram dos adultos e apresentaram também maior variabilidade (Figura III.43). Este padrão foi comum em todas as regiões (interacção idade x região,  $p = 0,08$ ; n.s.).

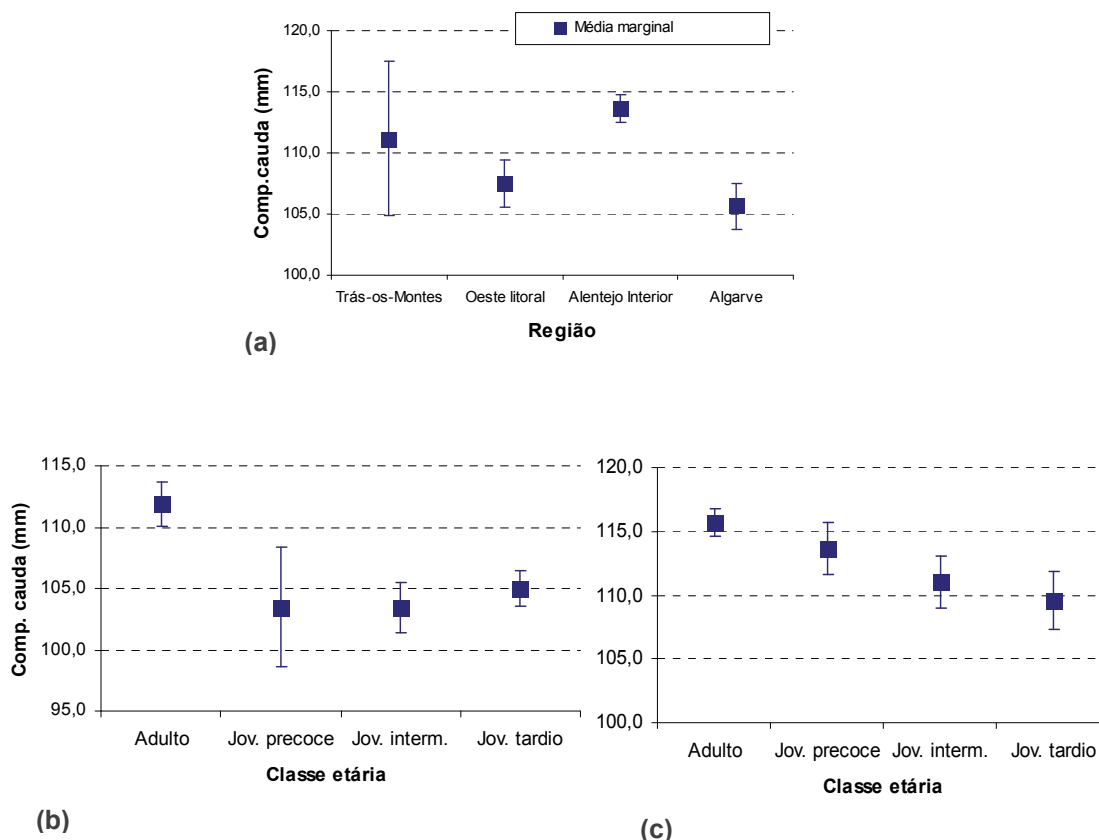
O comprimento da cauda também variou entre semanas. Na primeira e quarta semana observaram-se rolas-bravas com cauda mais comprida. O teste *post-hoc* G-H revelou as maiores diferenças entre a primeira e as restantes (com  $p < 0,001$ ) e as últimas semanas (teste de G-H com  $p < 0,05$  entre 5<sup>a</sup>-7<sup>a</sup> semana e as restantes). De facto, apesar dos adultos terem sempre as caudas de maior comprimento, não se verificou uma grande diferença entre as dimensões da cauda nos jovens nas primeiras semanas, tendo mesmo os mais novos as caudas mais compridas que os jovens precoces. Este padrão inverteu-se para o final da época (Figura III.43).

A região foi o factor que contribuiu mais para a variabilidade desta medida (Figura III.43a). Os animais analisados na região de Trás-os-Montes e do Alentejo interior apresentaram caudas de maior comprimento do que as observadas no Oeste litoral e Algarve, não diferindo estas significativamente entre si (teste de G-H:  $p = 0,10$ ; n.s.). O padrão de evolução semanal variou de região para região. No Alentejo, a semana venatória foi o factor que melhor explicou a variabilidade deste parâmetro, já que na primeira semana foram registados os maiores valores, bem distanciados dos que se observaram nas semanas seguintes ( $F_{4,1334} = 36,73$ ;  $p < 0,001$ ). No Algarve, apesar da primeira semana poder ser destacada pelos maiores valores, essas diferenças não foram significativas quando incorporadas no modelo. Nesta região, tal como aconteceu para as asas, os jovens tardios apresentaram caudas de comprimento médio superior aos restantes jovens (Figura III.43c). Já no Alentejo, foram os jovens precoces que apresentam maior variabilidade e caudas de comprimento mais próximo à média dos adultos (Figura III.43b).

O factor ano contribuiu significativamente para a variabilidade desta medida nas diferentes regiões. As rolas-bravas capturadas em 2003 apresentaram caudas mais longas que em 2004. Este resultado foi comum às regiões de Trás-os-Montes, Oeste



litoral e Alentejo interior. No Algarve, os indivíduos caçados em 1995 apresentaram maiores caudas que os de 1996. No Alentejo, os menores valores registaram-se também em 1996 e 2004, em zonas de caça vizinhas, a norte do PNVG. As análises efectuadas nas rolas-bravas amostradas neste Parque Natural não revelaram diferenças significativas entre os anos (teste de Sheffé,  $p=0,31$ ).



**Figura III.43** – Comprimento (mm) da cauda de rolas-bravas: (a) na totalidade da amostra nas várias regiões; (b) nas classes etárias capturadas no Alentejo interior e (c) no Algarve. Valores (média  $\pm$  95% IC) ponderados pelo efeito da semana venatória e classe etária em (a) e pelo efeito do ano e semana de captura nas classes etárias em (b) e (c).

#### 6.3.2.5. Tamanho estrutural

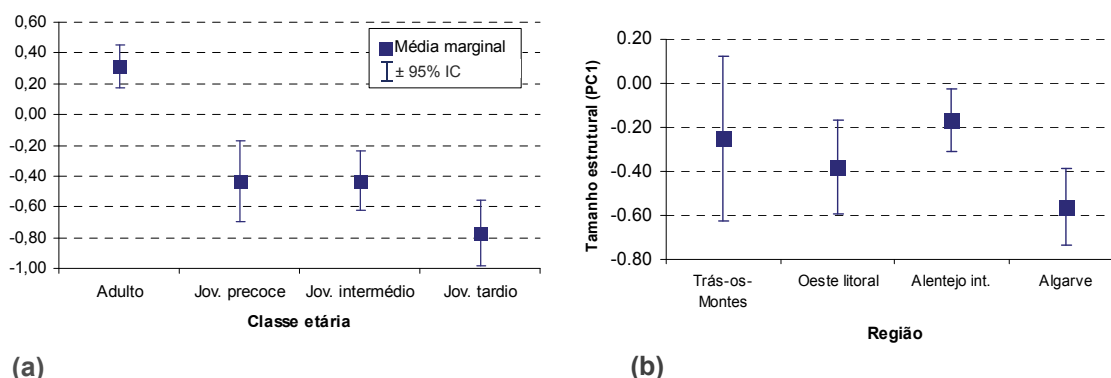
Uma medida geral da dimensão corporal foi derivada a partir de uma análise em componentes principais (PCA) da matriz de correlação entre o comprimento da asa, da cauda e do tarso. O tamanho estrutural dos indivíduos assim definido pode ser usado para estimar um índice dos níveis de reserva de nutrientes independente do tamanho (Piersma & Davidson, 1991). Utilizaram-se 1418 exemplares jovens e adultos para os quais se dispunha de valores para todas as variáveis. De acordo com os critérios adoptados por Telleria & Carbonell (1999), o primeiro componente ou eixo (PC1) pode ser considerado

como um índice de tamanho estrutural das aves, já que todas as variáveis morfológicas incluídas na análise mostraram uma correlação positiva e significativa com este componente (Tabela III.18). Também o comprimento da cabeça ( $r_P=0,40$ ;  $n=214$ ;  $p<0,001$ ) e o do dedo médio ( $r_P=0,21$ ;  $n=1417$ ;  $p<0,001$ ) estiveram altamente correlacionados com este componente. Como se pode constatar da análise da tabela III.18, o segundo eixo (PC2) resultante da PCA mostrou também uma correlação significativa com as variáveis morfométricas abrangidas pela análise. Este eixo está por sua vez correlacionado com o comprimento do bico ( $r_P = 0,28$ ;  $p=0,001$ ;  $n=216$ ) e largura da cabeça ( $r_P=0,21$ ;  $p<0,001$ ;  $n=216$ ) e ainda com os factores ano e região. O PC1 apresentou uma correlação positiva mais elevada com factores como o peso, gordura e idade, razão pelo qual se considera *a priori* ser este o componente mais apto a comportar-se como um índice de dimensão estrutural apropriado para avaliar variações nos níveis nutricionais, (e.g., Alonso & Arizaga, 2006; Peiró *et al.*, 2006).

**Tabela III.18** – Contribuição dos factores da PCA com as três variáveis mais usadas para avaliar o tamanho estrutural da rola-brava. Cada valor representa a correlação entre a variável e o componente (\*\* $p<0,001$ ). Só componentes com valor próprio  $>1$  estão apresentados.

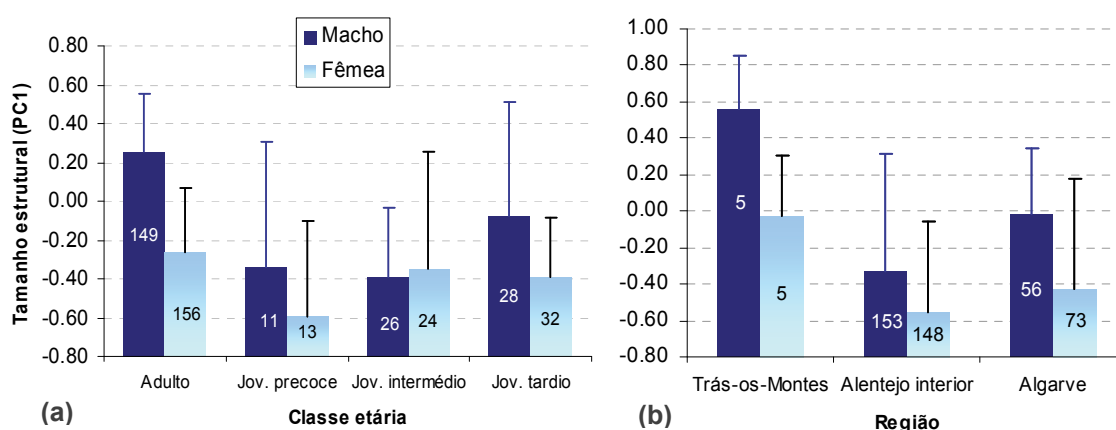
Variável	PC1	PC2
Log comp. asa	0,52**	0,72***
Log comp. cauda	0,75***	<0,01
Log comp. tarso	0,54***	-0,70***
Valor próprio	1,15	1,01
Variância	38,15 %	33,53%

Parte da variabilidade deste índice pode ser explicada pela idade dos animais, já que os adultos apresentaram maior tamanho estrutural que os jovens (Figura III.44) ( $F_{3,1413} = 20,88$ ;  $p<0,001$ ). Os jovens tardios foram, em média, mais pequenos que os outros jovens (teste de G-H,  $p<0,001$ ), enquanto que os jovens precoces e os intermédios não diferiram entre si (teste de Sheffé,  $p=0,71$ ). Estes resultados mantiveram-se ao longo das semanas e regiões (semana x idades:  $F_{12,1404} = 0,55$ ; n.s.; região x idades:  $F_{8,1408} = 1,48$ ; n.s.). A dimensão estrutural também diferiu entre regiões ( $F_{3,1413} = 5,24$ ;  $p=0,001$ ). A fracção da população amostrada no interior do país (Trás-os-Montes e Alentejo) apresentou em média maior tamanho estrutural que a população amostrada no Oeste litoral e no Algarve. Estas duas regiões não diferiram entre si (teste de Sheffé,  $p=0,90$ ), assim como o Alentejo não diferiu de Trás-os-Montes (teste de Sheffé,  $p=0,97$ ).



**Figura III.44** – Tamanho estrutural de *S. turtur* obtido através da análise em componentes principais feitas com variáveis biométricas (PC1), para o total da amostra. Valores (média ± 95% IC) ponderados pelo efeito da semana de captura e região em cada classe etária (a) e pelo efeito da semana de captura e classe etária em cada região (b).

Parte dos resíduos do modelo efectuado com a totalidade da amostra pode ser também explicada pelas diferenças encontradas entre sexos ( $F_{1,323} = 4,54$ ;  $p=0,04$ ). Os machos apresentaram, em média, maiores dimensões do que as fêmeas em todas as idades, não havendo interacções significativas com as idades e regiões ( $F_{\text{sexo} \times \text{idade}} = 0,14$ ; n.s. g.l.=3) e regiões ( $F_{\text{sexo} \times \text{região}} = 0,35$ ; n.s; g.l.=2). No entanto, os machos da região do Alentejo eram de menores dimensões que os restantes e semelhantes em tamanho estrutural às fêmeas de outras regiões (Figura III.45).



**Figura III.45** – Variação do tamanho estrutural de *S. turtur* (PC1) de acordo com o sexo nas diferentes classes etárias e regiões. Valores (média estimada ± 95% IC) ponderados, após GLM dos resíduos, pelo efeito da classe etária em cada região (a) e pelo efeito da semana de captura e região em cada classe etária (b).

## 6.3.2.6. Características biométricas de outras populações

A magnitude da diferença entre características morfométricas de populações amostradas no presente estudo e as referidas por outros autores (nacionais e internacionais) foi avaliada recorrendo à estatística *d* de Cohen, utilizando a média e o desvio-padrão disponível na bibliografia para os indivíduos adultos (Tabela III.19). Para o caso dos jovens do ano, apresentam-se na tabela III.20 as dimensões recolhidas em mais dois estudos portugueses (Cordeiro, 1977; Fontoura, 2004) e ainda o reportado noutros trabalhos internacionais (Cramp, 1985; Browne & Aebischer, 2003), não considerando contudo o sexo dos indivíduos. Nesta última análise usaram-se as variáveis comuns aos trabalhos encontrados: o comprimento do bico, do tarso, da asa e da cauda.

**Tabela III.19** – Valores de referência das variáveis biométricas de adultos de *S. turtur turtur* disponibilizada por diversos autores. Parâmetros utilizados na comparação da magnitude da diferença entre as variáveis morfométricas medidas por outros autores e o presente estudo (através do índice “*d* de Cohen”).

Autores	Variável Sexo	Média ± desvio-padrão (amostra)				
		Comprimento do bico (mm)	Comprimento do tarso (mm)	Comprimento do terceiro dígito (mm)	Comprimento da asa (mm)	Comprimento da cauda (mm)
Presente estudo	Macho	16,74 ± 0,80 (24)	24,34 ± 1,46 (116)	21,91 ± 1,13 (117)	171,5 ± 5,17 (123)	117,6 ± 9,26 (106)
	Fêmea	16,78 ± 0,85 (29)	23,98 ± 1,57 (133)	21,56 ± 1,21 (133)	168,0 ± 4,90 (136)	114,5 ± 9,50 (126)
Fontoura (2004)	Macho	17,04 ± 0,87 (96)	23,18 ± 0,71 (95)		168,2 ± 5,86 (97)	112,0 ± 0,59 (93)
	Fêmea	16,68 ± 0,91 (93)	22,74 ± 0,88 (96)		162,2 ± 5,28 (100)	109,0 ± 0,54 (93)
Cramp (1985)	Macho	16,8 ± 0,92 (23)	23,6 ± 0,88 (20)	27,4 ± 1,33 (20)	179,0 ± 2,35 (37)	116,0 ± 3,61 (35)
	Fêmea	16,0 ± 0,68 (16)	22,9 ± 0,62 (14)	26,4 ± 0,66 (12)	172,0 ± 2,73 (16)	113,0 ± 3,01 (16)
Browne & Aebischer (2000)	Macho				181,0 ± 3,8 (42)	
	Fêmea				177,0 ± 3,6 (36)	
Browne & Aebischer (2003)	Macho				179,6 ± 2,1 (5)	
	Fêmea				178,0 ± 5,4 (9)	
Máximo-mínimo (amostra)						
Montoya & Meson (1994)	Macho	17-19	23-24		170-182	96-112
	Fêmea					
Geroudet (1959 em Santos Júnior, 1979)	Macho	17-19	23-24		170-180	96-112
	Fêmea				166-175	
Patav (1950 em Nankinov, 1994)	Macho		21,0-22,5 (20)		165-183 (20)	118-122 (20)
	Fêmea					
Gibbs <i>et al.</i> (2001)	Macho	15-17	15-22		170-182	89-107
	Fêmea				170-178	

As informações relativas às dimensões da cabeça desta espécie são escassas, tendo-se encontrado apenas uma referência para a largura da cabeça em Fernandes (1999), mas sem discriminação etária. Apesar dos valores obtidos no presente trabalho (65 machos: 15,11 ± 0,96 e 75 fêmeas: 15,01 ± 0,97) se enquadrarem na amplitude dos reportados por aquela autora (38 machos: 14,14 ± 0,84 e 38 fêmeas: 14,06 ± 1,22), os valores médios foram superiores tanto para machos como para fêmeas ( $D_{\text{machos}} = 1,08$  e

$D_{\text{fêmeas}} = 0,86$ ). A discrepância foi menor nas fêmeas e, em ambas as amostras, este sexo apresentou menores valores que os machos.

**Tabela III.20** – Valores de referência das variáveis biométricas obtidas por diversos autores para jovens do ano de *S. turtur*, sem segregação sexual. Precisão da medida conforme apresentada nos trabalhos citados.

Autores	Variáveis	Média $\pm$ desvio-padrão (máximo-mínimo n=amostra)			
		Comprimento do bico (mm)	Comprimento do tarso (mm)	Comprimento da asa (mm)	Comprimento da cauda (mm)
Presente estudo		16,32 $\pm$ 0,99 (14,00-19,50 n=212)	23,66 $\pm$ 1,88 (17,00-27,00 n=857)	165,8 $\pm$ 5,19 (140,0-185,0 n=1200)	112,9 $\pm$ 11,12 (84,0-135,0 n=922)
Fontoura (2004)		16,60 $\pm$ 0,87 (13,90-19,98 n=410)	23,53 $\pm$ 0,72 (19,48-26,94 n=420)	159,0 $\pm$ 7,61 (102-178 n=376)	100,0 $\pm$ 0,56 (85-116 n=307)
Cordeiro, 1977		16,8 (16-18 n=10)	24,5 (23-26 n=10)	164,7(154-175, n=10)	107,7 (103-112 n=10)
Cramp (1985)		semelhante aos adultos		4 mm mais curta que nos adultos	11 mm mais curta que nos adultos
Browne & Aebischer (2003)				175,3 $\pm$ 4,47(n=20)	

A análise da Tabela III.21 revela que os valores de comprimento do bico dos adultos registados neste trabalho se enquadram nos referidos por outros autores, em particular para as duas amostras portuguesas e para os machos ( $d$  Cohen tipicamente baixo,  $<0,20$ ). A média e amplitude de valores registadas no caso dos jovens também se inserem nas verificadas noutros estudos (Cordeiro, 1977; Cramp, 1985; Fontoura, 2004).

No que diz respeito às dimensões das patas, Cramp (1985) apresenta valores para o comprimento do dedo médio, que aparentemente poderiam ser comparados com os dados do presente estudo. No entanto, atendendo à grande discrepância encontrada (Tabela III.21), pensa-se que essa medida poderá incluir a unha ao contrário do que foi efectuado neste trabalho. No caso do comprimento do tarso, os valores encontrados no presente estudo para os indivíduos adultos foram maiores do que os reportados para as restantes amostras, mesmo as obtidas em Portugal (Fontoura, 2004). Uma amplitude tão grande de valores (entre 17 mm e 27 mm) foi apenas reportada por Gibbs *et al.* (2001), apesar de este autor apontar para limites (entre 15 mm e 22 mm) abaixo dos do presente estudo. A diferença, de média a grande magnitude ( $d$  Cohen  $>0,5$ ), foi maior para o caso das fêmeas adultas. Mesmo no caso dos jovens verificou-se uma maior amplitude de valores relativamente ao encontrado por outros autores para este parâmetro.

**Tabela III.21** - Índice “*d* de Cohen”, para comparação da magnitude da diferença entre outros autores e o presente estudo relativas às variáveis biométricas medidas em adultos de rola-brava. Valores em linha para machos na metade inferior esquerda da matriz e para fêmeas na metade superior direita.

Bico	Cramp (1985)	Presente estudo	Fontoura (2004)	Browne & Aebischer, 2000	Browne & Aebischer, 2003b
Cramp (1985)		-0,91	-0,85		
Presente estudo	-0,07		0,02		
Fontoura (2004)	0,27	0,36			

Tarso	Cramp (1985)	Presente estudo	Fontoura (2004)	Browne & Aebischer, 2000	Browne & Aebischer, 2003b
Cramp (1985)		-0,9	0,21		
Presente estudo	0,61		0,97		
Fontoura (2004)	-0,52	-1,01			

3º dígito	Cramp (1985)	Presente estudo	Fontoura (2004)	Browne & Aebischer, 2000	Browne & Aebischer, 2003b
Cramp (1985)		4,97			
Presente estudo	-4,44				
Fontoura (2004)					

Asa	Cramp (1985)	Presente estudo	Fontoura (2004)	Browne & Aebischer, 2000	Browne & Aebischer, 2003b
Cramp (1985)		1,02	2,33	-1,57	-1,40
Presente estudo	1,86		1,13	-2,10	-1,95
Fontoura (2004)	-2,41	-0,60		-3,28	-2,96
Browne & Aebischer, 2000	0,63	2,23	0,41		-0,22
Browne & Aebischer, 2003b	0,27	2,04	0,14	-0,46	

Cauda	Cramp (1985)	Presente estudo	Fontoura (2004)	Browne & Aebischer, 2000	Browne & Aebischer, 2003b
Cramp (1985)		-0,21	1,85		
Presente estudo	0,22		0,81		
Fontoura (2004)	-1,55	-0,85			

As dimensões da asa e da cauda foram as que apresentaram maior discrepância entre os diferentes autores (Tabela III.21). No caso do comprimento da asa, as amplitudes reportadas para as populações portuguesas neste estudo (entre 148 e 185 mm) e por Fontoura (2004) (entre 150 e 184 mm) foram maiores do que as referidas para outros países (vd., Tabela III.19), passando-se o mesmo para o conjunto dos jovens (Tabela III.20). No entanto, os valores médios obtidos no presente trabalho foram ligeiramente inferiores aos referidos por outros autores, apesar do valor máximo para os adultos ser o mesmo (Tabela III.19). O comprimento médio das asas dos machos foi substancialmente

menor que o referido por outros autores, mas maior que o encontrado por Fontoura (2004). No caso das fêmeas, os valores aproximam-se do reportado em Cramp (1995) mas são maiores do que o encontrado por Fontoura (2004) numa amostra a nível nacional. As populações amostradas noutras latitudes (Santos-Júnior, 1979; Cramp, 1985; Nankinov, 1994; Browne & Aebischer, 2000) e durante o mesmo período (Browne & Aebischer, 2003b) indiciam rolas-bravas com maior comprimento de asa e menor variação neste parâmetro. Já relativamente à cauda, verificaram-se diferenças de baixa magnitude entre os dados do presente estudo e os reportados por Cramp (1985). No entanto, ambos os trabalhos têm maiores valores do que o citado por Fontoura (2004). Apesar dos valores médios obtidos serem intermédios aos referidos por Cramp (1985) e Fontoura (2004), os valores máximos são bastante díspares e não necessariamente incomuns (cerca de 35% apresentam caudas com comprimento superior a 123 mm).

### 6.3.3. Sexagem de adultos através de características externas

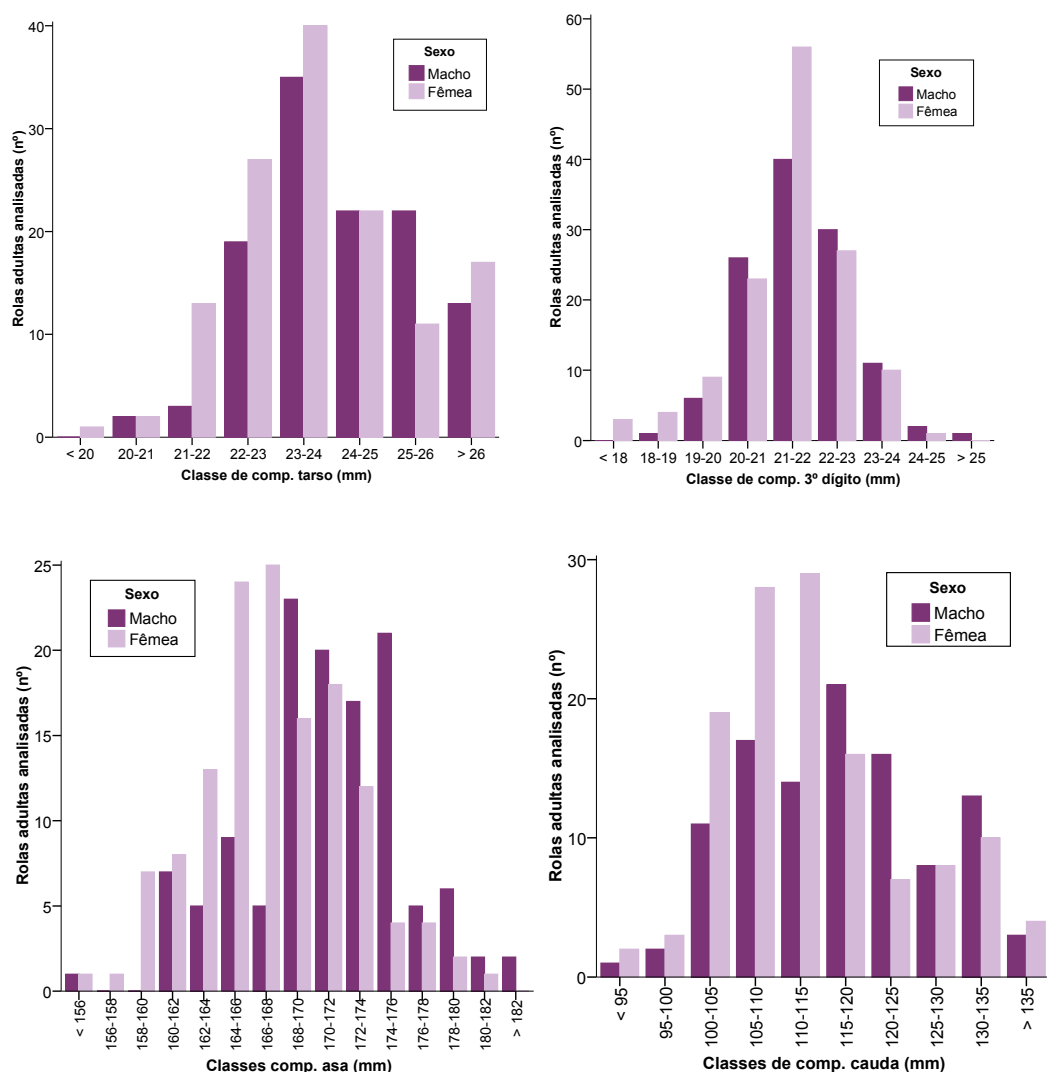
Para a determinação de características externas que possam ser usadas na sexagem da rola-brava utilizou-se apenas o grupo dos adultos, dado que a variabilidade inerente às restantes classes etárias dentro dos jovens do ano (condicionadas em grande parte por factores de crescimento, *vd.* secções anteriores), aliada ao reduzido número de exemplares jovens sexados, impossibilitaria a determinação de características discriminantes.

O índice de dimensão estrutural obtido anteriormente explicou uma fracção reduzida da variabilidade encontrada na morfometria (variância total explicada = 38% pelo PC1), pelo que se optou por explorar, na discriminação sexual dos adultos, as variáveis individuais que o compõem (já que em termos práticos, para a determinação do PC1 é preciso medi-las no campo). Assim, nesta abordagem, recorreu-se às variáveis biométricas quantitativas cujas diferenças foram significativas na análise univariada (Tabela III.18) e ainda a duas variáveis qualitativas: a coloração predominante na nuca (cinzento ou castanho) e um índice de afastamento entre os ossos pélvicos. Da observação dos gráficos com a distribuição de frequências, realça-se o elevado grau de sobreposição entre machos e fêmeas, sendo este menor no que diz respeito ao comprimento da asa e da cauda (Figura III.46).

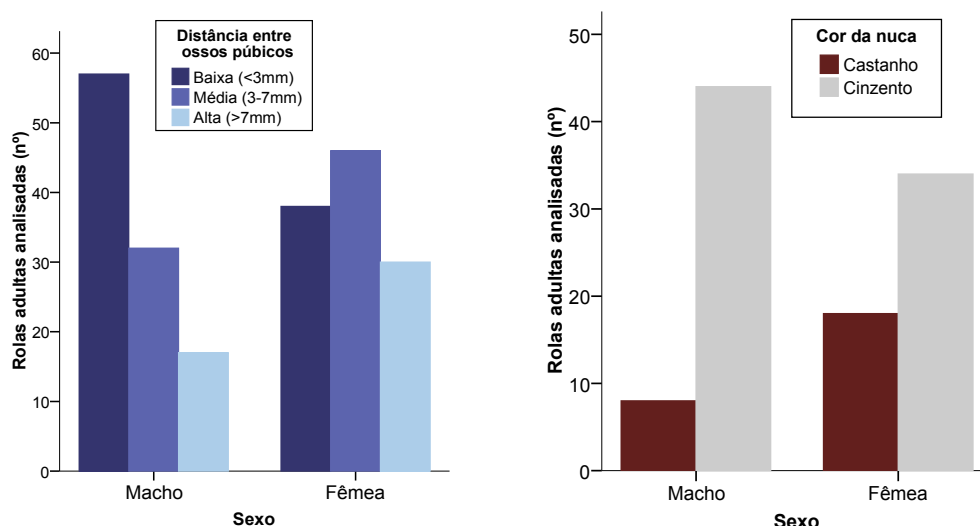
A distribuição de frequências das classes de distância entre ossos pélvicos diferiu consoante o sexo das rolas-bravas adultas analisadas ( $\chi^2 = 9,63$ ; g.l.=2;  $p < 0,01$ ;  $n=220$ ). A classe que traduzia o menor afastamento entre ossos pélvicos esteve mais representada nos machos adultos (53%) do que nas fêmeas (33%). Apesar disso, ainda



se encontraram cerca de 16% de machos com espaçamento de maiores dimensões. A maioria das fêmeas foi incluída nas classes correspondentes aos maiores afastamentos entre os ossos pélvicos (Figura III.47).



**Figura III.46** – Distribuição de frequências por classes de comprimento (mm) do tarso, terceiro dígito, asa e cauda de rolas-bravas adultas caçadas em Portugal entre 1996 e 2004, agrupadas de acordo com o sexo.



**Figura III.47** – Distribuição de frequências por classes de distância entre ossos púbicos (mm) e frequência de cor da nuca observadas em adultos de rola-brava caçadas em Portugal entre 1996 e 2004, agrupadas de acordo com o sexo.

A cor da nuca foi caracterizada em 104 indivíduos adultos. Apenas 15% dos machos foram incluídos na classe correspondente à dominância da cor castanha, enquanto essa frequência aumentou para mais do dobro (35%) nas fêmeas. No entanto, tal como na variável anterior, verificou-se uma considerável sobreposição, já que foi atribuída a cor cinzenta na nuca a uma fracção importante das fêmeas. Devido a este facto e, apesar de se ter verificado uma associação estatisticamente significativa entre os sexos e a cor da nuca ( $\chi^2_{Yates} = 4,15$ ;  $p=0,04$ ;  $n=104$ ), não se espera que o poder discriminativo desta variável seja elevado.

Atendendo a que a razão sexual não foi significativamente diferente de 1:1 para a totalidade da amostra e nas várias regiões, optou-se por utilizar todos os exemplares adultos sexados para as análises seguintes. No entanto, tal como ficou demonstrado anteriormente, existem diferenças na dimensão do corpo entre regiões, o que poderá ser responsável pela sobreposição entre variáveis. De forma a ultrapassar este condicionante, integrou-se no processo de função discriminante variáveis auxiliares (*dummy*) correspondentes à identificação da região de origem dos exemplares.

Na análise discriminante foram usados os indivíduos adultos e as variáveis que, de acordo com a análise univariada, mais contribuíram para a diferenciação sexual. Devido à sobreposição nas amplitudes dos valores morfométricos, não se encontrou uma única variável que determinasse correctamente ou com um elevado grau de certeza o sexo dos indivíduos adultos. Numa primeira fase em que se consideraram todas as variáveis na análise ( $n=164$  adultos), foi atribuído ao comprimento da asa, da cauda e ainda ao espaçamento entre ossos púbicos, o maior poder discriminante, prevendo o sexo dos

adultos com 72,5% de precisão (função discriminante  $D_1$  da Tabela III.22). A validação cruzada com o método Jackknife indicou a mesma ordem de grandeza na identificação dos sexos: 71,3%. O modelo avaliou melhor as fêmeas (76,8% de acerto) do que os machos (67,9% acerto), mesmo ponderando o erro de omissão, que foi maior nos machos (cerca de 32,1%).

As variáveis retidas pela função não estavam correlacionadas entre si mais do que 0,5 e não eram combinações lineares umas das outras, excluindo assim qualquer possibilidade de redundância de informação. De acordo com o teste de igualdade de média de grupos, o tarso e o dedo médio não contribuem para a diferenciação sexual. Não foram igualmente retidas pela função as variáveis relacionadas com a regionalização dos dados. O poder discriminante do comprimento da asa foi maior que o da cauda, já que os coeficientes de discriminação canónica padronizados foram: asa = 0,71; cauda = 0,45 e púbis = -0,64 (correlação canónica = 0,45;  $\chi^2 = 36,28$ ;  $p < 0,001$ ).

Posteriormente, investigou-se o poder de discriminação de uma função (função discriminante  $D_2$  da tabela III.22) que equacionasse apenas as variáveis tradicionalmente medidas em trabalhos de campo, já que a distância entre os ossos púbicos foi considerada um parâmetro de difícil obtenção e replicação ( $n=222$ ). Tal como na análise anterior, as variáveis mais importantes na função  $D_2$  foram o comprimento da asa e da cauda (coeficientes de discriminação canónica padronizados: asa = 0,89 e cauda = 0,40; correlação canónica = 0,45;  $\chi^2 = 36,28$ ;  $p < 0,001$ ). O poder de discriminação obtida com o modelo mais parcimonioso foi ligeiramente menor (70,7%), tendo a validação cruzada indicado a mesma ordem de valores (método Jackknife: 70,3%). Para o mesmo ponto de corte (*cut-of-point* = 0,05), também este modelo avaliou melhor as fêmeas (78,6% de acerto) do que os machos (61,3% acerto), mesmo ponderando o erro de omissão, que foi maior nos machos (cerca de 38,7%).

O desempenho dos modelos foi avaliado quer pela estatística  $K$  de Cohen, quer pela análise da curva ROC que deram valores concordantes, realçando o baixo poder preditivo de qualquer uma das funções obtidas (Tabela III.22). Em qualquer dos casos  $K$  de Cohen foi muito baixo, rondando 0,4 ou 40%, situando-se no limite entre o fraco e o moderado (Landis & Koch, 1977). A área sob a curva ROC (AUC) variou entre 72% e 77% que corresponde também ao limite entre a baixa precisão e a aplicação útil (Marôco, 2011).

**Tabela III.22** – Resultados da análise discriminante usada para sexar adultos de *S. turtur*, para o conjunto da amostra e respectiva avaliação do desempenho das duas funções obtidas.

Função discriminante	
$D_1 = 56,55 \times \log_{asa} + 14,27 \times \log_{cauda} - 0,87 \text{ púbis} - 153,85$ <b>Wilks' <math>\lambda</math> = 0,79</b> <b>F= 13,53</b> <b>p &lt; 0,001</b> <b>g.l.= 3</b>	$D_2 = 69,67 \times \log_{asa} + 12,46 \times \log_{cauda} - 181,03$ <b>Wilks' <math>\lambda</math> = 0,89</b> <b>F= 13,61</b> <b>p &lt; 0,001</b> <b>g.l.= 2</b>
<b>Precisão = 72,5%</b>	<b>Precisão = 70,7%</b>
<b>K de Cohen= 0,45 (<math>\pm 0,07</math>; <math>p &lt; 0,001</math>; <math>n=167</math>)</b>	<b>K de Cohen= 0,40 (<math>\pm 0,06</math>; <math>p &lt; 0,001</math>; <math>n=232</math>)</b>
<b>ROC = 0,77 (IC: 0,70-0,84; <math>p &lt; 0,001</math>)</b>	<b>ROC = 0,73 (IC: 0,65-0,79; <math>p &lt; 0,001</math>)</b>

Em ambos os modelos o intervalo de confiança da ROC sobrepõe-se, pelo que, a ser seleccionada uma das funções, seria neste caso  $D_2$ , aquela que utilizaria o número mínimo de parâmetros livres e, portanto, mais fácil de obter. No entanto, sendo a percentagem de acerto dada por qualquer um dos modelos relativamente baixa e a variável “púbis” de difícil obtenção, considera-se que as variáveis exploradas nesta abordagem não serão de grande utilidade na sexagem de rolas-bravas adultas.

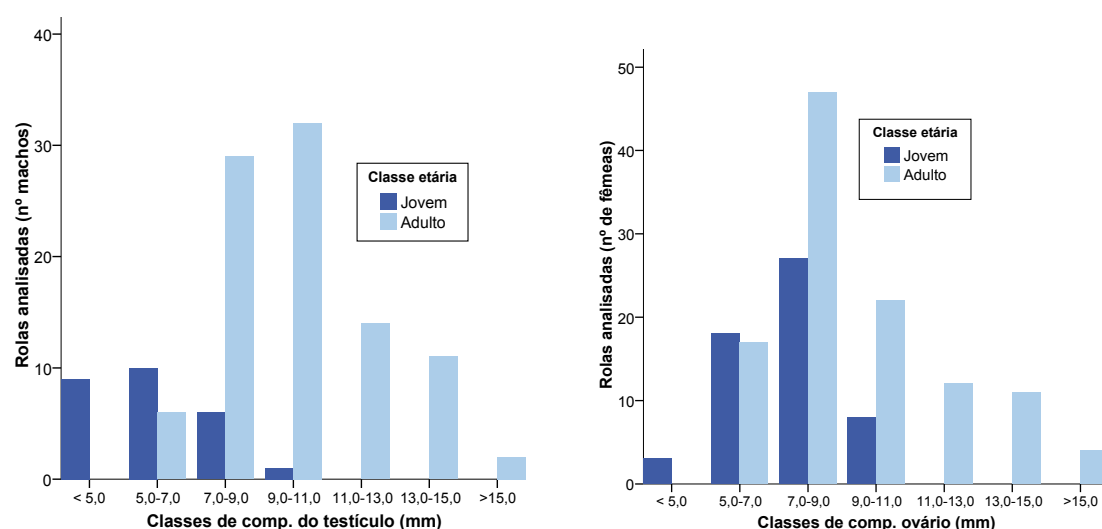
#### 6.3.4. Estatuto reprodutor

O estatuto reprodutor das rolas-bravas foi determinado tendo por base a identificação do estado da actividade glandular do papo, corroborado com a evolução das dimensões das gonadas. A dimensão destes órgãos sexuais foi reportada para esta espécie por Fontoura (2004) para uma população caçada em Portugal e diz respeito apenas ao comprimento. Fernandes (1999) apresentou também valores relativos à largura das gónadas para uma sub-amostra da utilizada por Fontoura (2004), não discriminando a classe etária.

No âmbito do presente estudo, o comprimento médio dos testículos de 94 indivíduos adultos foi de 9,88 mm ( $\pm 0,26$ ), variando entre 4,30 mm e 16 mm. A sua largura variou entre 2,60 mm e 6,60 mm (valor médio de  $4,10 \pm 0,16$ ). O comprimento médio do ovário de 113 fêmeas adultas foi de 9,65 mm ( $\pm 0,26$ ), variando entre 6,30 mm e 17,10 mm. A largura do ovário variou entre 4,35 mm e 8,80 mm (valor médio de  $5,6 \text{ mm} \pm 0,21$ ). A largura e o comprimento das gónadas estiveram significativamente correlacionados, em particular para o caso dos machos ( $r_s = 0,89$ ;  $p < 0,001$ ;  $n=126$ ), pelo que as análises

seguintes foram feitas exclusivamente com o comprimento, que é também a dimensão para a qual existem alguns valores de referência (Fontoura, 2004).

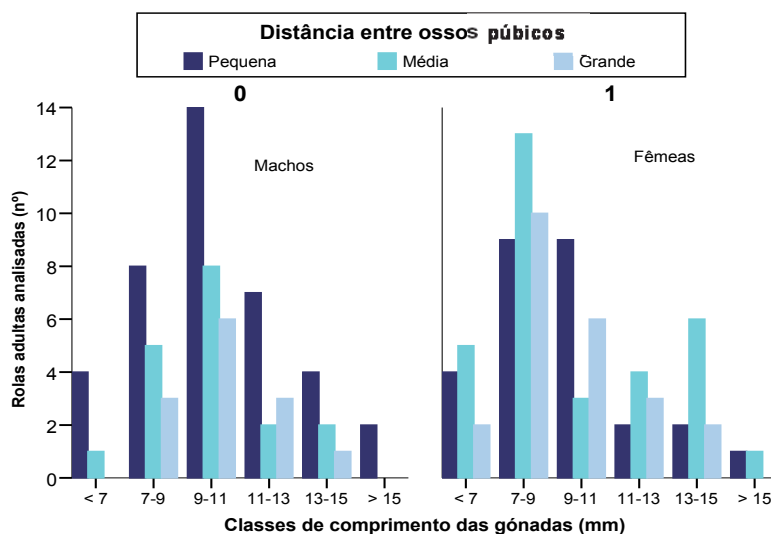
As gónadas dos jovens apresentaram menores dimensões do que as encontradas nos adultos, podendo servir de referência para um estado de repouso sexual absoluto. O comprimento médio do testículo dos 26 jovens foi de 6 mm ( $\pm 0,37$ ), variando entre 3,1 mm e 10 mm (Figura III.48). O comprimento dos ovários medidos nas 56 fêmeas jovens variou entre 4,80 mm e 10,88 mm, com um valor médio de 7,60 mm ( $\pm 0,27$ ). Estes resultados enquadram-se no reportado por Fontoura (2004), apesar da comparação de amostras de diferente dimensão ter revelado, nas fêmeas adultas, uma maior amplitude de valores de comprimento do ovário, mas com menor média ( $d$  Cohen = 0,89). Já no caso dos exemplares jovens, os limites superiores parecem ter sido menores no caso deste trabalho, uma vez que na amostra analisada por Fontoura (2004) foram encontrados jovens cujas gónadas atingiam comprimentos superiores a 13 mm ( $d$  Cohen = 1,01).



**Figura III.48** – Distribuição de frequências por classes de comprimento das gónadas (mm) em rolas-bravas caçadas em Portugal entre 1996 e 2004, agrupadas de acordo com a classe etária.

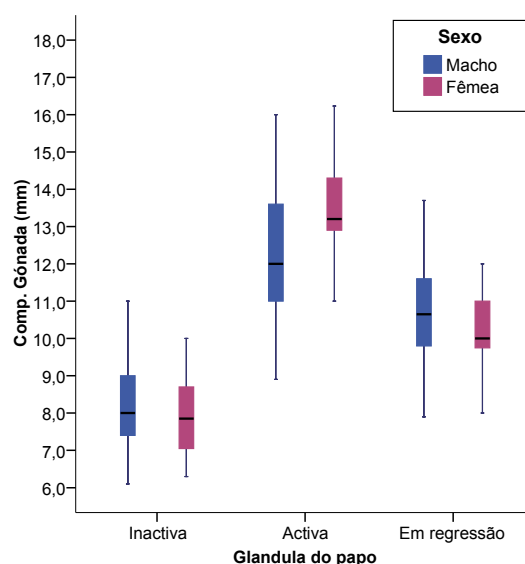
Tal como o aumento da largura da fenda cloacal, também o aumento da distância entre os ossos púbicos pode ser encarado como um indicador de actividade reprodutora, em particular nas fêmeas. Todas as classes de distância estiveram representadas na amplitude de comprimento das gónadas (Figura III.49). No entanto, no caso das fêmeas, as classes que representam maiores distâncias entre os ossos pélvicos dominaram a fracção da amostra com maiores comprimentos de ovário, apesar de não se ter encontrado uma relação estatisticamente significativa entre o comprimento das gónadas

dos adultos e as classes de afastamento entre os ossos pélvicos ( $F_{2,151} = 0,04$ ,  $p=0,96$ , ou teste Kruskal-Wallis,  $\chi^2 = 0,20$ ; g.l.=2;  $p=0,90$ ).



**Figura III.49** – Distribuição de frequências por classes de comprimento das gónadas (mm) em adultos de rola-brava caçados em Portugal entre 1996 e 2004, agrupadas de acordo com a distância entre os ossos púbicos, para machos e fêmeas.

Verificou-se uma relação significativa entre o comprimento das gónadas e o estado de actividade glandular do papo ( $F_{2,201} = 202,92$ ;  $p<0,001$ ). Os adultos com glândula do papo inactiva apresentaram gónadas cujo comprimento variou entre 6 mm e 11 mm (Figura III.50). Os indivíduos com actividade glandular apresentaram gónadas de maior comprimento, variando entre os 9 mm e os 17 mm. Os adultos com glândula do papo em regressão apresentaram valores intermédios entre as outras classes, com comprimento das gónadas variando entre os 8 mm e os 14 mm. Estas diferenças foram comuns aos dois sexos ( $F_{1,202} = 2,33$ ;  $p<0,28$ ), apesar da interacção entre estes dois parâmetros (sexo e fase de actividade glandular do papo) contribuir para a variação das dimensões das gónadas (GLM<sub>sexo x glândula</sub>:  $F = 8,37$ ,  $p>0,001$ ; g.l.=2). As médias mais elevadas e os valores extremos foram encontrados nas fêmeas, em particular nas que se encontravam com a glândula em actividade.



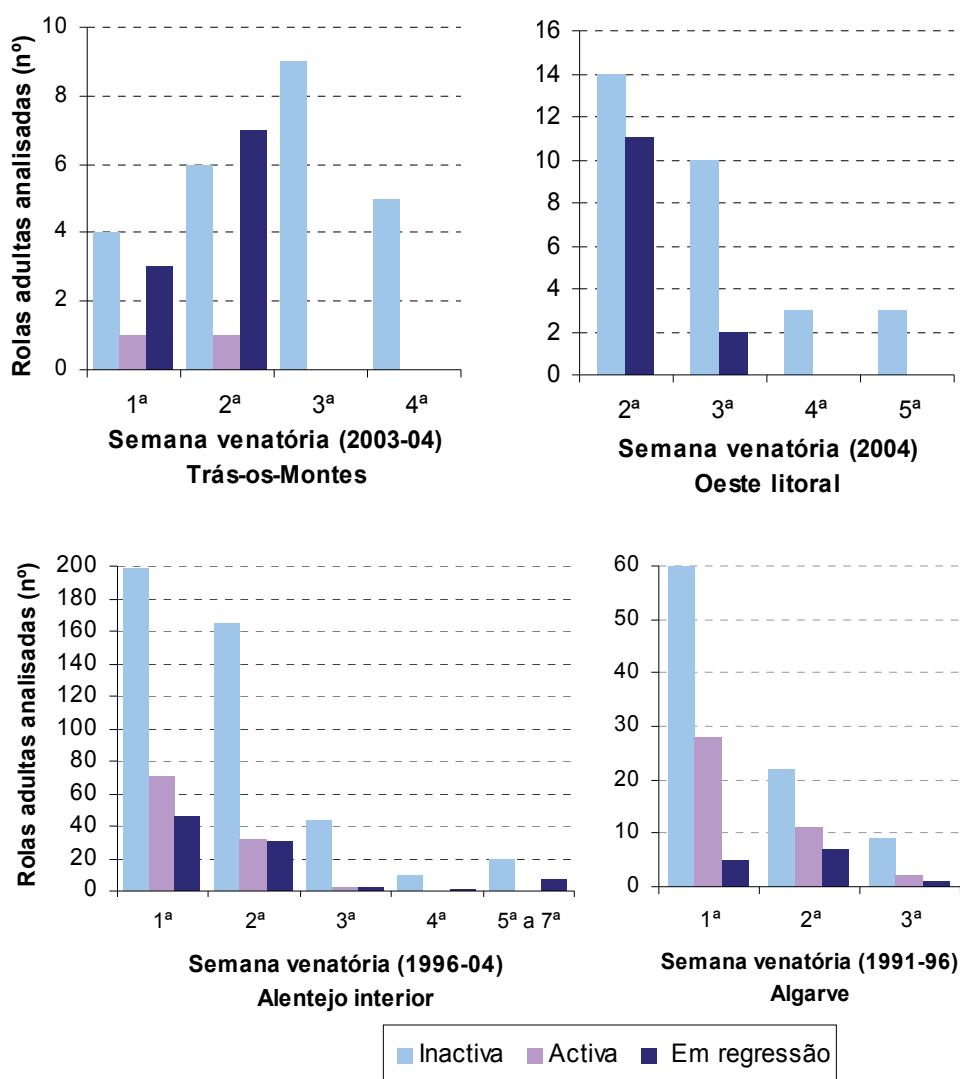
**Figura III.50** – Variação (mediana, quartis máximo e mínimo) do comprimento das gónadas (mm) em adultos de rola-brava caçados em Portugal entre 1996 e 2004, de acordo com a fase de desenvolvimento glandular do papo para machos e fêmeas.

Nos dez anos de recolha de dados, foi possível obter um índice de actividade glandular do papo para 850 dos 1191 adultos analisados. Cerca de 69% tinha a glândula do papo inactiva. Os restantes apresentavam evidências de estarem a criar (fase glandular activa: 17,2 %) ou o terem feito recentemente (fase glandular em regressão: 14,3 %). De acordo com este parâmetro, a dominância de adultos não reprodutores na amostra foi comum em todas as regiões e semanas ( $\chi^2 = 3,87$ ; g.l.=4,  $p=0,28$ ). Na região de Trás-os-Montes, foram encontrados adultos com actividade glandular do papo até à segunda semana venatória (finais de Agosto), sendo a proporção de rolas-bravas com a glândula em fase de regressão, da mesma ordem de grandeza das que têm esta glândula inactiva (Figura III.51). A partir da terceira semana venatória não foram encontradas evidências de actividade reprodutora nesta região.

Nas duas ZRCE amostradas na região do Oeste litoral (em 2004) também não foram encontrados adultos com actividade glandular do papo (Figura III.51). Na ZCT da Herdade do Pinheiro, os papos de todas as rolas-bravas foram classificados em estado inactivo, enquanto na ZCA Vermelha foi encontrado um número significativo de espécimes de rola-brava com a glândula do papo em fase de regressão ou seja, com evidências de reprodução recente, dominando essa classe na segunda semana venatória. A situação das zonas amostradas mais a sul revelou-se diferente. No Alentejo, cerca de 35% dos adultos observados na primeira semana venatória tinham evidências de reprodução recente (Figura III.51). Indivíduos com glândula do papo activa foram encontrados ainda



na terceira semana venatória, apesar de terem perdido representatividade na amostra ao longo do tempo.

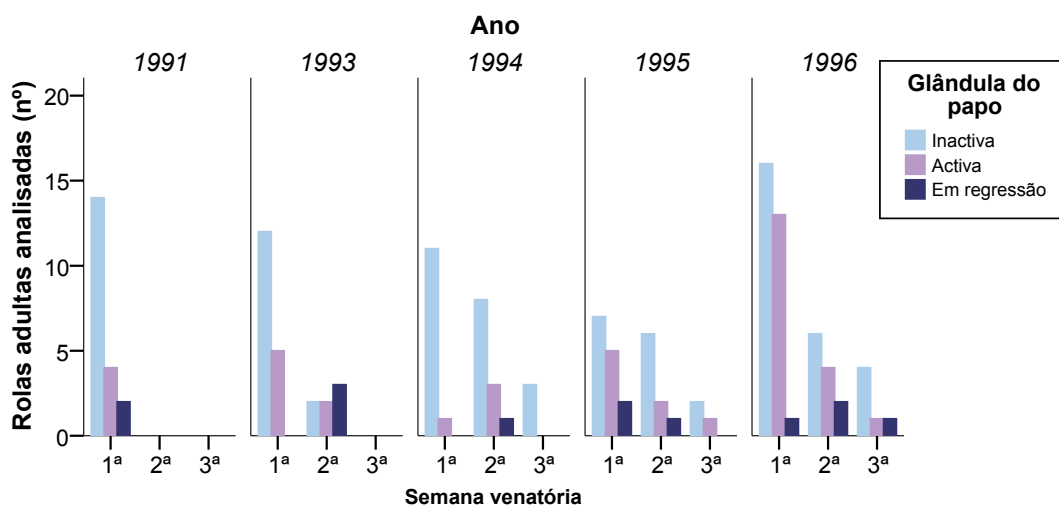


**Figura III.51** – Frequências relativas dos diferentes estados de actividade glandular do papo, em adultos de rola-brava caçados em Trás-os-Montes, Oeste litoral, Alentejo interior e Algarve.

Adultos com glândula em fase de regressão foram encontrados ainda a 19 de Setembro de 2004 em Vila Verde de Ficalho (correspondente à sexta semana venatória). A frequência desta fase foi maior na referida semana do que nas duas semanas anteriores, podendo indiciar um pico tardio de reprodução nesse ano. Também nesta região, a primeira semana diferiu entre anos ( $\chi^2 = 45,37$ ; g.l.=8;  $p < 0,001$ ;  $n=339$ ). Em 1998, a proporção de adultos com actividade glandular do papo recente foi superior à de inactivos, dando a entender que nesse ano a reprodução se prolongou para Agosto com maior intensidade do que nos restantes anos. Já em 2000, a proporção de adultos com

glândula do papo activa foi inferior ao esperado, indicando que as rolas-bravas capturadas na altura não estavam a criar. Curiosamente, na segunda semana venatória do mesmo ano, a proporção das duas classes equilibróu-se (9 para 7). Na segunda semana, no Alentejo, apesar das frequências também variarem entre anos ( $\chi^2 = 20,65$ ; g.l.=5;  $p < 0,001$ ;  $n=225$ ), salientou-se mais uma vez o ano de 1998, em que as proporções das duas classes foram muito semelhantes (14 para 17), mas os animais com glândula activa ainda mantiveram a superioridade.

No Algarve, tal como no Alentejo, foram encontradas evidências de reprodução até à terceira semana venatória (início de Setembro). Atendendo a que não houve mais caçadas posteriores a esta data, desconhece-se até quando persistiram na população evidências de reprodução tardia. Na segunda semana, a proporção de indivíduos a criar recentemente atingiu os 45% (Figura III.51). A representatividade de cada uma das classes não diferiu ao longo das semanas para o conjunto dos anos ( $\chi^2 = 5,61$ ; g.l.=6; n.s.;  $n=145$ ). Apesar da proporção de adultos com glândula activa na primeira semana venatória ter sido maior nos últimos anos amostrados no Algarve (Figura III.52), o que indicia um aumento da reprodução tardia na zona, esta diferença não foi estatisticamente significativa ( $\chi^2 = 8,34$ ;  $p=0,08$ ; g.l.=5).

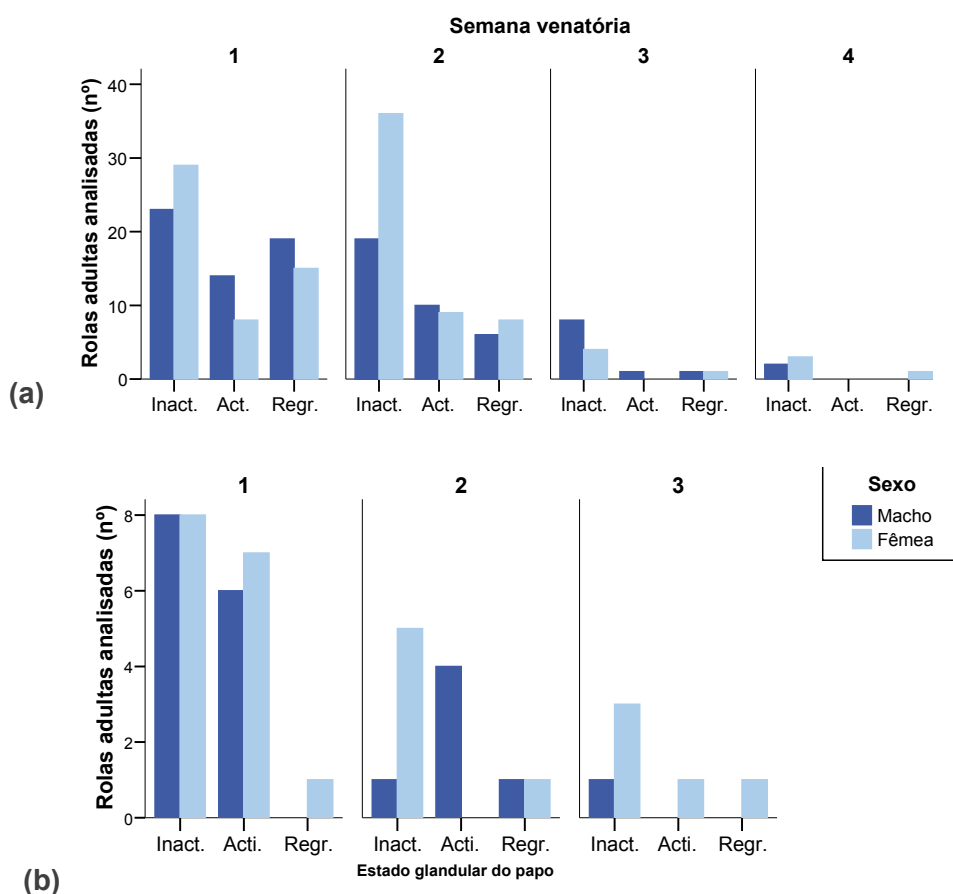


**Figura III.52** - Variação das frequências numéricas, ao longo das semanas, dos diferentes estados de actividade glandular do papo, em rolas-bravas adultas caçadas no Algarve (1991 a 1996).

Em cerca de 32% dos adultos em que o estado de desenvolvimento glandular do papo foi avaliado, foi possível também identificar o sexo, resultando numa razão sexual de 0,87 (1 macho:1,15 fêmea). A maioria dos indivíduos resultou de amostras do Alentejo e Algarve. Apenas três machos e quatro fêmeas foram observadas em Trás-os-Montes,

enquanto nas áreas do Oeste litoral se sexou apenas uma fêmea. Por esta razão, as análises seguintes dizem respeito às populações amostradas apenas no sul do país.

No caso do Alentejo e considerando a totalidade dos dados, as fêmeas apresentaram maior representatividade que os machos na classe de inatividade reprodutora; verificou-se também uma maior frequência de machos com evidência de reprodução recente comparativamente às fêmeas. No entanto estas diferenças não foram estatisticamente significativas ( $\chi^2 = 4,22$ ; g.l.=3;  $p=0,38$ ;  $n=217$ ). Este padrão manteve-se nas duas primeiras semanas venatórias (Figura III.53a). Nas semanas seguintes, as fêmeas foram mais representativas nas classes de actividade glandular. No Algarve, não se verificaram diferenças significativas entre as proporções de machos e fêmeas com diferentes estados de desenvolvimento glandular do papo ( $\chi^2 = 0,15$ ; g.l.=2;  $p=0,99$ ;  $n=21$ ) na primeira semana venatória (Figura III.53b). Posteriormente, foram encontrados mais machos do que fêmeas com evidências de reprodução recente; na terceira semana só foram registadas fêmeas nessa situação. A amostra reduzida não permite retirar mais ilações.



**Figura III.53** - Frequência numérica dos estados de actividade glandular do papo em machos e fêmeas adultos de rola-brava caçados (a) no Alentejo interior (1996 a 2004) e (b) no Algarve (1996), ao longo das semanas venatórias (1ª a 4ª).

### 6.3.5. Estatuto migrador

O estatuto migrador da rola-brava foi avaliado no presente estudo através da exploração dos dados referentes à evolução do estado da muda, da acumulação de gordura e peso, bem como do coeficiente de condição.

#### 6.3.5.1. Sequência da muda

A análise da sub-amostra permitiu recolher informação sobre a evolução da muda das rémiges primárias nos adultos e nos jovens do ano (no período de Agosto a Setembro), estando os resultados totais apresentados no Apêndice V. De acordo com Mead & Watmough (1976) e Ginn & Melville (1983), a migração ocorre com a muda suspensa, após serem mudadas 2 a 4 rémiges primárias (p2 a p4), sendo controlada endogenamente (Murton, 1968). No presente estudo foram encontrados apenas sete indivíduos em fase de crescimento nos quais foi possível identificar ainda o desenvolvimento da rémige primária p10. Grande parte dos indivíduos ainda não tinha iniciado a muda (32,4%) ou estava a mudar a p1 e/ou p2 (48,4%). A proporção de exemplares com muda da p3 e p4 foi cerca de 17,7%, quase todos com muda suspensa. Apenas 28 rolas-bravas (cerca de 1,3%) apresentavam muda mais avançada.

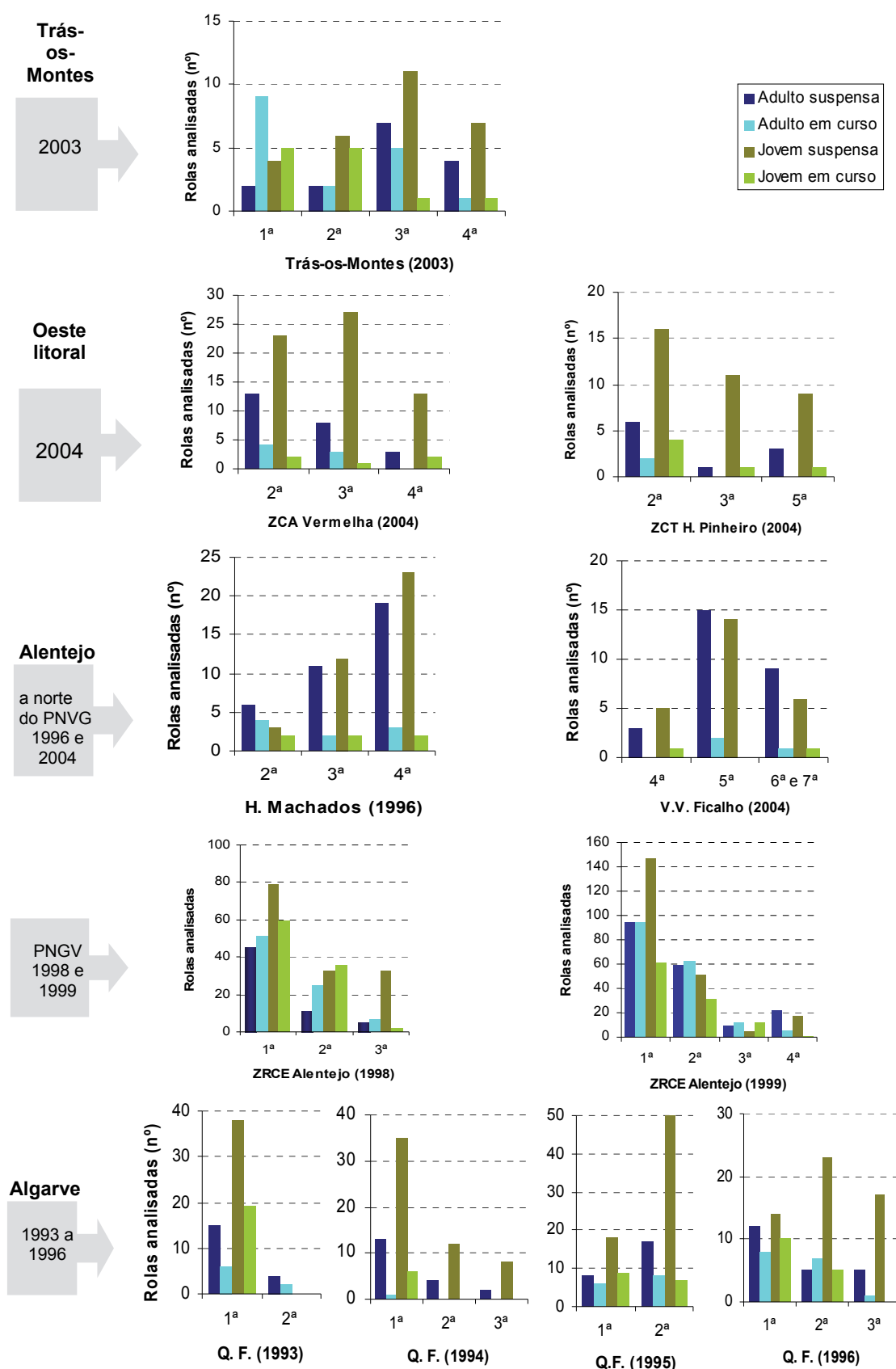
Cerca de 63% dos exemplares analisados apresentavam muda suspensa ou ausência de muda. No caso dos adultos, 21,7% não tinham mudado as primárias e 32% apresentavam a muda suspensa principalmente em p1 e p2. No caso dos jovens, 37,5% ainda não tinham iniciado a muda, cerca de 17% estavam com muda suspensa na p1 e p2, e em menos de 1% se verificou muda suspensa acima da segunda rémige primária. Os restantes jovens estavam com a muda em curso: cerca de 18,1% a mudar a p1 e p2 e 9,2% com muda superior.

Na região de Trás-os-Montes, em 2003, a frequência de exemplares com a muda suspensa aumentou ao longo da época ( $\chi^2 = 13,27$ ,  $p < 0,001$ , g.l. = 3,  $n = 72$ ), principalmente no grupo dos adultos (Figura III.54). Na região do Oeste litoral, o aumento da frequência de rolas-bravas com muda suspensa ao longo da época venatória não foi tão evidente ( $\chi^2_{\text{Vermelha}} = 0,33$ ;  $p = 0,95$ ; g.l. = 2;  $n = 99$  e  $\chi^2_{\text{H. Pinheiro}} = 2,02$ ;  $p = 0,57$ ; g.l. = 2;  $n = 54$ ), traduzindo-se essencialmente num desaparecimento dos adultos com muda em curso para o fim da época (Figura III.54).

Nas zonas de caça acompanhadas na região do Alentejo verificou-se, em geral, o mesmo padrão do observado nas restantes regiões. Em 1996, na Herdade do Machados,

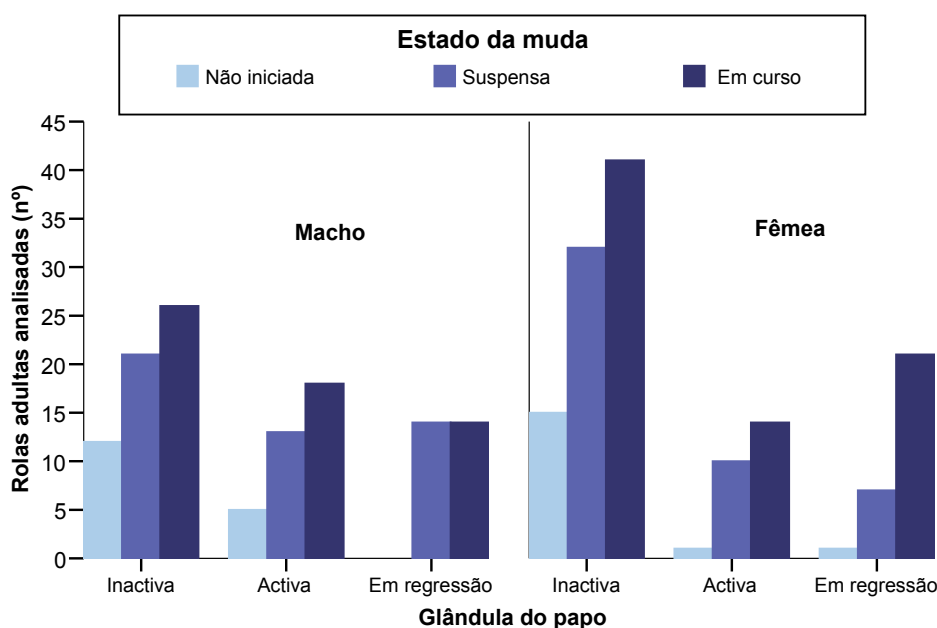
a ocorrência de indivíduos com muda em curso diminuiu nas duas últimas semanas (mês de Setembro). Esta redução, apesar de não significativa ( $\chi^2 = 7,01$ ; g.l.=2;  $p=0,08$ ;  $n=88$ ), fez-se sentir mais nos adultos (Figura III.54). Também nas ZRCE monitorizadas em 1998 e 1999 a representatividade de rolas-bravas com muda em curso diminuiu ao longo da época venatória ( $\chi^2_{1998} = 19,94$ ;  $p<0,001$ ; g.l.=2;  $n=386$  e  $\chi^2_{1999} = 27,65$ ;  $p<0,001$ ; g.l.=3;  $n=685$ ). No entanto, este aspecto fez-se sentir mais cedo em 1998 do que em 1999. Neste último ano, o número de indivíduos em muda activa representou uma fracção significativa da amostra ainda na terceira semana (início de Setembro), diminuindo posteriormente (Figura III.54). Em duas das zonas de caça monitorizadas em 1999 houve mesmo um acréscimo da frequência de indivíduos com muda em curso na terceira semana venatória. Na ZCM de Vila Verde de Ficalho, acompanhada em 2004 numa fase avançada da época venatória, constatou-se a ocorrência de adultos e jovens em muda activa (acima da p2), apesar da maioria já se encontrar com muda suspensa e a sua representatividade não variar significativamente ao longo da época ( $\chi^2 = 0,46$ ;  $p=0,93$ ; g.l.=2;  $n=58$ ) (Figura III.54).

Tal como nas restantes regiões, no Algarve, a proporção de rolas-bravas com a muda suspensa aumentou com o decorrer da época venatória (Figura III.54). Esse aspecto foi mais notório em 1996 ( $\chi^2_{1996} = 9,84$ ; g.l.=2;  $p=0,02$ ;  $n=107$ ) e foi comum às duas classes etárias. Em 1996, a evolução do estado da muda seguiu o mesmo padrão nas duas zonas de caça acompanhadas no Algarve (Quinta do Freixo e ZCT Marrocos) e no Alentejo (Herdade dos Machados). Também não se verificaram diferenças da representatividade das duas situações de muda entre Trás-os-Montes e o Alentejo na segunda semana de 2003 ( $\chi^2_{Yates} = 0,01$ ;  $p=0,93$ ;  $n=97$ ). Já na terceira semana do mesmo ano, o Alentejo tinha proporcionalmente menos rolas-bravas com muda suspensa que o norte do país ( $\chi^2_{Yates} = 12,60$ ;  $p<0,001$ ;  $n=40$ ). Em 2004, não se registaram diferenças da ocorrência de estados de muda na segunda semana venatória, entre Trás-os-Montes e o Oeste litoral ( $\chi^2 = 7,30$ ;  $p=0,06$ ; g.l.=2;  $n=81$ ), e entre esta última região e o Alentejo nas semanas seguintes ( $\chi^2_{Yates} = 0,19$ ;  $p=0,66$ ;  $n=75$ ).



**Figura III.54** – Evolução do número de indivíduos de *S. turtur* de acordo com os estados da muda, ao longo das semanas venatórias (da 1ª à 7ª) nas zonas de caça de Trás-os-Montes, Oeste litoral, Alentejo interior (a norte do PNVG e no PNVG) e Algarve (Quinta do Freixo).

No caso dos adultos não se verificou uma associação significativa entre sexos e o estado da muda ( $\chi^2_{\text{Yates}} = 0,54$ ; n.s.;  $n=290$ ). O mesmo se passou para o caso dos jovens do ano ( $\chi^2_{\text{Yates}} = 0,54$ ; n.s.;  $n=134$ ). Os valores baixos da correlação Kendall's Tau-c (0,043) indicam também que não há relação entre as duas variáveis ( $p=0,465$ ). Para o conjunto dos adultos também não foi possível encontrar uma associação estatisticamente significativa entre os diferentes estados da muda e o estatuto reprodutor avaliado pelo desenvolvimento glandular do papo ( $\chi^2 = 0,29$ ;  $n=722$ ; g.l.=2; n.s.). A maioria dos adultos que não tinham evidências de muda (71%) foram caracterizados como não reprodutores. Dos que tinham a muda suspensa, 35% apresentavam evidências de reprodução e 31% dos indivíduos com a muda em curso foram considerados reprodutores tardios (estado da glândula do papo na fase 3 ou 4). Um pouco mais de metade dos indivíduos reprodutores (52,8%) ainda não tinha iniciado a muda ou tinha a muda bloqueada (Figura III.55).



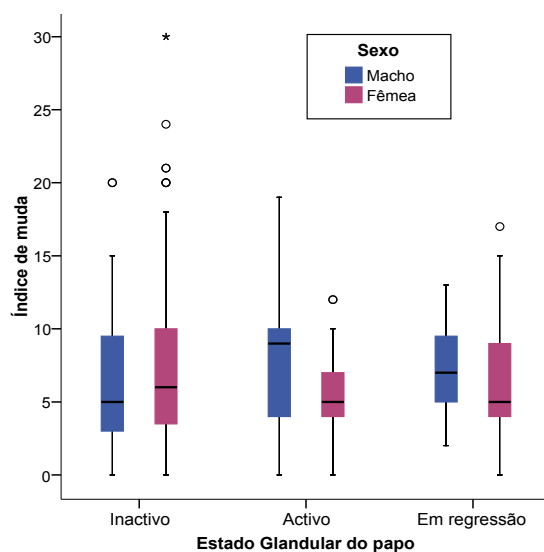
**Figura III.55** – Variação das frequências dos estados da muda nos dois sexos, relativamente às diferentes fases de actividade glandular do papo em adultos de rola-brava.

Os machos com evidências de reprodução estiveram mais representados nas classes de muda bloqueada ou em curso, mas sem significado estatístico ( $\chi^2_{\text{machos}} = 0,70$ ;  $p=0,13$ ;  $n=123$ ; g.l.=4). Grande parte das fêmeas já tinha iniciado a muda, em particular as que tinham indícios de reprodução recente ( $\chi^2_{\text{fêmeas}} = 8,94$ ,



$p=0,06$ ;  $n=176$ ;  $g.l.=4$ ). Estes resultados sugerem que, nesta espécie, a muda pode ocorrer ao mesmo tempo que a reprodução.

O índice que sintetiza a progressão da muda também não pareceu ser influenciado pelo sexo, tanto nos jovens (teste Mann-Whitney U,  $Z = -0,06$ ;  $p=0,96$ ;  $n=134$ ) como nos adultos (teste Mann-Whitney U,  $Z = -0,07$ ;  $p=0,89$ ;  $n=290$ ). Apesar do estado reprodutor não contribuir para a variação na evolução da muda (teste de Kruskal-Wallis,  $\chi^2_{\text{fêmeas}} = 1,53$ ;  $p=0,47$ ;  $n=145$ ; e  $\chi^2_{\text{machos}} = 1,97$ ;  $p=0,37$ ;  $n=123$ ;  $g.l.=2$ ), constatou-se que as fêmeas não reprodutoras tiveram valores médios de progressão da muda superiores aos dos machos, enquanto as fêmeas com indícios de reprodução activa ou recente tinham a muda numa fase menos avançada. Nos indivíduos (machos e fêmeas) em que não foi detectado qualquer indício de reprodução, a progressão da muda atingiu os maiores valores (Figura III.56).



**Figura III.56** – Variação (mediana, quartis máximo e mínimo) do índice de progressão da muda em rolas-bravas caçadas em Portugal entre 1996 e 2004, de acordo com a fase de desenvolvimento glandular do papo para machos e fêmeas adultos.

#### 6.3.5.2. Acumulação lipídica

As pequenas espécies que fazem voos longos e contínuos podem armazenar o equivalente a 60-115% da sua massa corporal e os depósitos lipídicos, normalmente discretos e isolados, podem coalescer de forma a cobrir todo o abdómen (Redfern *et al.*,

2000). No presente estudo encontraram-se alguns exemplares de rola-brava (menos de 1%) com os músculos e cavidade visceral completamente coberta por depósitos de gordura amarela em finais de Agosto e Setembro, na região do Alentejo. Na totalidade da amostra foi possível avaliar a largura da banda de gordura sub-alar a 1638 indivíduos, dos quais 26% não apresentavam vestígios de gordura, 49% apresentavam a banda de gordura entre os 1 mm e 10 mm e apenas 25% tinham reservas compatíveis com uma fase migratória (banda com largura superior a 10mm, correspondente ao valor 2 e 3 do índice de acumulação lipídica utilizado por Fernandes, 1999). Esta proporção foi inferior à obtida por Fontoura (2004), indicando que a maioria dos indivíduos analisados ainda não tinha concluído a acumulação lipídica.

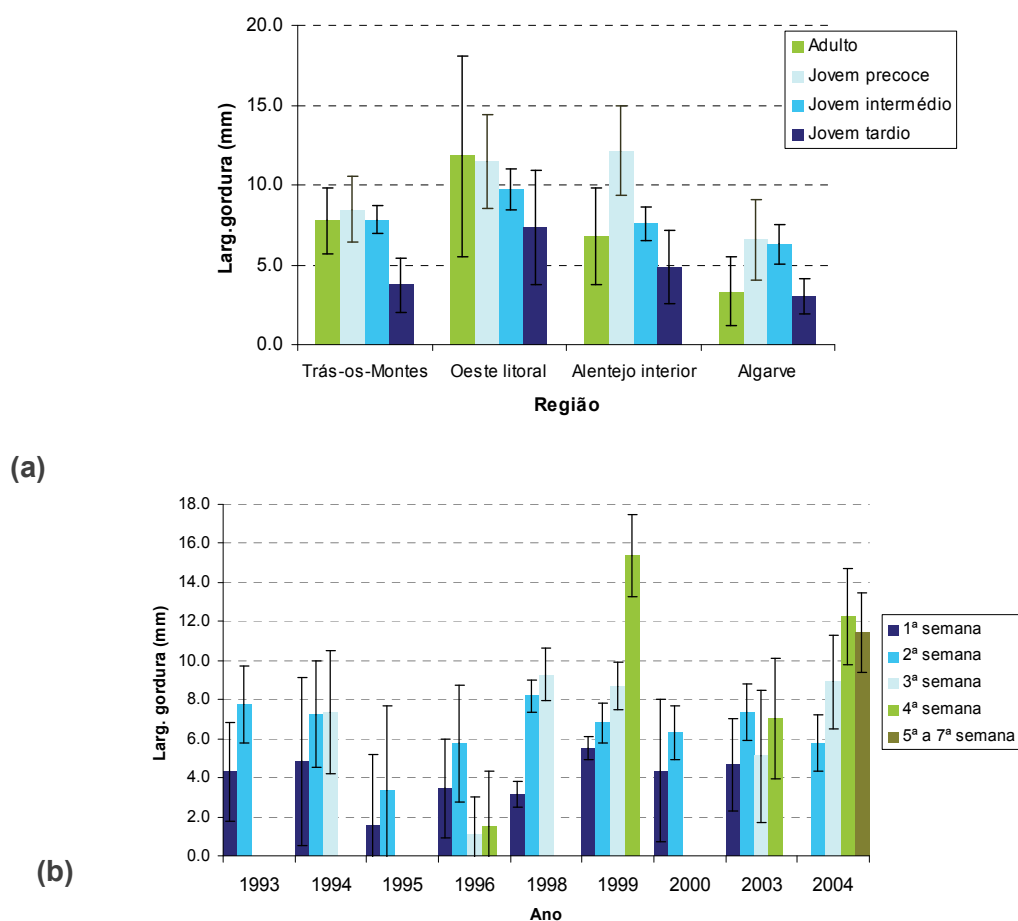
A largura da banda de gordura sub-alar não apresentou diferenças significativas entre sexos ( $F = 0,02$ ;  $p=0,88$ ). Os resultados da modelação indicaram que as variáveis “semana” e “idades” foram as que contribuíram de uma forma mais significativa para a evolução deste parâmetro (Tabela III.23).

**Tabela III.23** - Sumário do modelo linear do efeito na largura da banda de gordura sub-alar, de potenciais variáveis explicativas (e suas interações), para rolas-bravas amostradas durante a caça nas quatro regiões em nove anos ( $R^2_{\text{ajustado}}=0,36$ ).

Factor de variação	Banda de gordura		
	g.l.	F	p
Modelo	116	8,54	<0,001
Idades	3	7,75	<0,001
Ano	8	5,70	<0,001
Semana	4	10,53	<0,001
Região	3	0,22	0,88
Idades x ano	23	1,44	0,08
Idades x semana	12	0,94	0,51
Idades x região	7	1,89	0,07
Ano x semana	10	4,49	<0,001
Semana x região	3	1,15	0,33
Erro	1497		

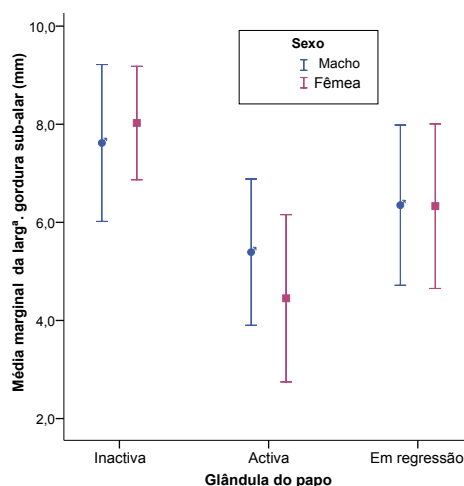
Os jovens tardios apresentaram bandas de gordura mais estreitas que os restantes grupos etários, em qualquer das regiões amostradas e anos (teste G-H com  $p > 0,001$ ). Para o conjunto da amostra, os jovens precoces atingiram os valores mais elevados, diferindo dos restantes (teste de G-H,  $p < 0,001$ ). Os adultos apresentam, no conjunto, bandas de gordura com uma largura que não difere da medida nos jovens intermédios (teste de Sheffé,  $p = 0,26$ ). De acordo com os resultados obtidos, apenas os adultos e os jovens precoces apresentavam acumulação de gordura compatível com a fase migratória (largura média acima dos 10 mm). Os jovens precoces apresentavam maiores valores e uma maior variabilidade no que respeita a este parâmetro (Figura III.57a). Essa banda de gordura era menor na primeira semana (teste G-H,  $p < 0,001$ ) aumentando ao longo da época venatória (Figura III.57b). Os testes *a posteriori* revelaram a existência de um sub-grupo homogéneo que inclui a segunda e a terceira semana. Nas semanas seguintes atingiram-se valores médios que foram significativamente superiores aos das restantes semanas (teste de Sheffé,  $p = 0,08$ ). No Algarve, os animais apresentaram os menores níveis de acumulação de gordura e, apesar da modelação não ter evidenciado diferenças estatisticamente significativas entre regiões, os testes *a posteriori* separaram esta região das restantes (teste de G-H,  $p < 0,001$ ). Foi também nesta região que os adultos apresentaram, em média, valores mais próximos aos medidos em jovens tardios.

O factor “ano” e a sua interacção com o factor “semana venatória” também explicaram alguma da variabilidade encontrada na evolução da banda de gordura sub-alar. De facto, apesar de ser comum a todos os anos um aumento progressivo da largura da banda de gordura ao longo da época de caça, este fez-se a um ritmo diferente em cada ano. Em 1996 e 2003, os valores médios encontrados para as amostras nas primeiras semanas são mesmo maiores ou da mesma ordem de grandeza dos encontrados no final da época (Figura III.58).



**Figura III.57** - Largura (mm) da banda de gordura sub-alar, nas semanas em cada um dos anos. Cada coluna é a média ( $\pm$  95% IC) corrigida para a variação (a) das semanas venatórias e anos de captura e (b) das idades e regiões.

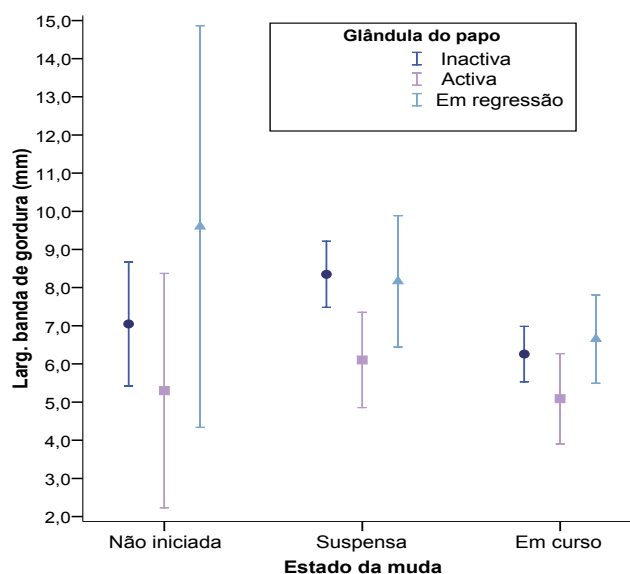
A acumulação de reservas, estimada pela largura da banda adiposa sub-alar, apresentou diferenças significativas consoante o estado reprodutor avaliado pelas diferentes fases da actividade glandular do papo. Os adultos considerados em actividade reprodutora quando caçados, apresentaram depósito de gordura sub-alar de largura inferior à verificada em indivíduos pós-reprodutores. Os adultos com a glândula do papo inactiva apresentaram bandas adiposas em média mais largas que os restantes. Estas diferenças mantiveram-se para os dois sexos, se bem que as fêmeas tenham apresentado os valores mais extremos (Figura III.58).



**Figura III.58** – Variação (média  $\pm$  95% IC) da largura (mm) da banda de gordura sub-alar em rolas-bravas caçadas em Portugal entre 1996 e 2004, de acordo com a fase de desenvolvimento glandular do papo para machos e fêmeas adultos.

Para o conjunto dos adultos também se verificou uma diferença da intensidade de acumulação lipídica consoante o estado da muda. Os indivíduos com muda em curso apresentaram menor largura de gordura sub-alar (entre 0,5 mm e 6,5 mm). Os adultos com muda bloqueada evidenciaram, em média, valores acima de 7 mm. Os adultos sem indício de muda tiveram a maior variação na acumulação de gordura. Estes corresponderiam a indivíduos que estariam a direccionar as suas reservas energéticas apenas para a criação tardia e a outros que não iniciaram a muda (muda suspensa no seu início) para se prepararem para a migração.

Quando se consideraram apenas os adultos sexados para os quais se identificou também o estado reprodutor, o resultado do modelo feito com os resíduos do primeiro (apresentado na Tabela III.23) indicou que o estado da muda não foi o factor que contribuiu mais para essa diferença ( $F_{2,226} = 0,32$ ; n.s.), nem o sexo ( $F = 0,45$ ; n.s., g.l.=1), mas sim o estado reprodutor ( $F = 5,09$ ;  $p < 0,001$ ; g.l.=2). A acumulação de gordura foi menor tanto nos machos como nas fêmeas que não apresentaram indícios de muda e aumentou com a progressão da muda (sendo maior nos indivíduos com muda suspensa) (Figura III.59). As fêmeas pareceram ter menores valores do que os machos durante a muda. Durante a fase activa de reprodução, foram também as fêmeas que apresentaram menores valores de acumulação de gordura, apesar de não ser estatisticamente significativa a diferença sexual.



**Figura III.59** – Variação (média  $\pm$  95% IC) da largura (mm) da banda de gordura sub-alar em rolas-bravas caçadas em Portugal entre 1996 e 2004, de acordo com o estado da muda para adultos em diferentes fases de actividade glandular do papo.

Na população jovem também não se verificaram diferenças na acumulação de gordura entre sexos ( $F_{1,91} = 1,66$ ; n.s.). Nesta classe etária, a estados de muda diferente corresponderam depósitos adiposos de extensão diferente. Os jovens que ainda não iniciaram a muda (ou com a muda suspensa no seu início) evidenciaram valores significativamente mais baixos que os restantes. Os indivíduos com a muda suspensa apresentaram valores médios (entre 8 mm e 10 mm) superiores aos jovens sem muda ou com a muda em curso ( $F_{muda} = 10,96$ ,  $p < 0,001$ ). Esta diferença manteve-se nos dois sexos ( $F_{sexo \times muda} = 2,67$ ;  $p = 0,08$  n. s.), apesar de parecer ser mais acentuada no caso das fêmeas, em que a muda indicia ser um processo onde se consome mais energia: nos estados de muda suspensa a acumulação de gordura parece ser mais rápida e maior do que nos machos.

#### 6.3.5.3. Variação do peso e condição física

A análise da evolução do peso dos exemplares contribui para a avaliação do estatuto migrador da espécie. Este parâmetro variou entre 78 g em jovens ainda em desenvolvimento e 234 g em adultos, na fase terminal da quadra venatória (Tabela III.24). Num total de 2547 exemplares analisados, apenas cinco provenientes do Alentejo tiveram peso igual ou superior a 200 g. Os adultos pesaram mais que os jovens ( $F_{1,2546} = 297,33$ ;  $p < 0,001$ ). Os machos apresentaram valores significativamente maiores que as fêmeas em ambas as classes etárias (adultos:  $F_{1,302} = 11,32$ ;  $p < 0,001$ ; jovens:  $F_{1,135} = 5,47$ ;  $p = 0,02$ ).

**Tabela III.24** - Estatística descritiva para o peso das rolas-bravas analisadas na totalidade da amostra (oito anos e todas as áreas juntas).

Classe etária	Sexo	Parâmetro							
		Média	Erro-padrão	Mediana	Moda	Desvio-padrão	Maximo	Minimo	N
Jovem	Macho	135,95	1,99	134,00	140,00	16,04	174,00	108,00	65
	Femea	129,23	2,06	130,00	120,00	17,27	180,00	98,00	70
	Todos	131,79	0,42	130,00	130,00	16,07	200,00	78,00	1465
Adulto	Macho	148,01	1,50	146,00	140,00	18,35	234,00	114,00	149
	Femea	141,62	1,17	140,00	140,00	14,61	185,00	105,00	155
	Todos	143,29	0,53	140,00	140,00	17,37	234,00	100,00	1082

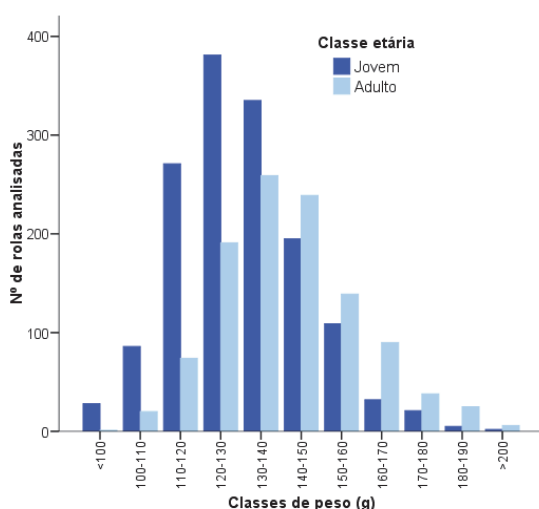
Os valores obtidos enquadram-se nos reportados por outros autores para a época em causa (Tabela III.25) assim como as diferenças assinaladas entre classes etárias e sexos (e.g., Cramp, 1985; Fernandes, 1999 e Fontoura *et al.*, 2004). A magnitude das diferenças entre os valores recolhidos no presente trabalho e os de Fontoura (2004) foi sempre de baixa a muito baixa (com valores de  $d_{Cohen} < 0,1$ ). Também os valores obtidos para os jovens se enquadram no reportado noutras regiões do país (Cordeiro, 1977; Santos-Júnior, 1979). Este aspecto vem corroborar o facto de se ter amostrado a população pós-reprodutora na mesma área geográfica. Por outro lado, a comparação avaliada pelo mesmo índice ( $d_{Cohen}$ ) revelou diferenças de magnitude moderada a elevada entre o peso dos animais caçados em Portugal e os capturados em França e Inglaterra para a mesma época do ano. Os animais capturados em Portugal tiveram pesos médios bastante inferiores aos verificados em Inglaterra e França, independentemente do sexo e da classe etária (Glutz & Bauer, 1980; Devort *et al.*, 1988; Browne & Aebischer, 2003), excepção feita para uma amostra do oeste francês em que os jovens tiveram um peso médio inferior aos amostrados no presente estudo ( $d_{Cohen} = 0,28$ ).



**Tabela III.25** - Valores de referência (média, desvio-padrão, mínimo, máximo e dimensão da amostra) para o peso de adultos e jovens de *S. turtur turtur* para o período pós-reprodutor e migrador, disponibilizados por diversos autores. Magnitude da diferença entre o peso determinado no presente estudo e os restantes autores, avaliada pelo Índice “*d* de Cohen”.

Autores	Idade Sexo	Média ± desvio-padrão (máximo-mínimo n=amostra)	
		Adultos	Jovem
Fontoura (2004)	Macho	147,5 ± 19,7 (74,7-205,1 n=102) <i>D</i> = 0,029	136,5 ± 17,7 (92,1-196,0 n=195) <i>D</i> = -0,031
	Fêmea	142,2 ± 18,0 (83,71-203,0 n=99) <i>D</i> = -0,035	130,4 ± 16,8 (83,7-169,3 n=74) <i>D</i> = -0,067
Cordeiro, 1977			137,2 (110-165 n=10)
Santos-Júnior, 1979			127 (85-170 n=91)
Santos-Júnior, 1979			135 (95-170 n=155)
Geroudet (1959 em Santos-Júnior, 1979)			(91-169)
Montoya & Meson, 1994			(124-160)
Del Hoyo <i>et al.</i> , 1997			(99-170)
Glutz & Bauer, 1980		152 ± 24,3 (120-208 n=15) <i>D</i> = -0,412	126 ± 23,9 (99-170 n=17) <i>D</i> = 0,284
Devort <i>et al.</i> , 1988	Macho	179,1 ± 14,0 (156-200 n=18) <i>D</i> = -1,905	163 ± 14,9 (112-193 n=84) <i>D</i> = -1,747
	Fêmea	166,9 ± 11,6 (145-182 n=15) <i>D</i> = -1,916	152,7 ± 13,4 (118-180 n=68) <i>D</i> = -1,518
Gibbs <i>et al.</i> , 2001			(85-186)
Browne & Aebischer (2003)	Macho	167,5 ± 10,2 (n=8) <i>D</i> = -1,313	151,1 ± 23,1 (n=93)
	Fêmea	161,8 ± 16,9 (n=11) <i>D</i> = -1,290	<i>D</i> = -0,970

A frequência da distribuição por classes de peso dos indivíduos estudados apresentou um aspecto unimodal (Figura III.60), não confirmando a existência de populações distintas, como referido em Santos-Júnior (1978-79). Os adultos com reservas lipídicas consideráveis (acima de 150 g) que são eventuais migradores (Fontoura, 2004) correspondem a 27,5% do total, enquanto apenas 11,5% dos jovens se encontravam nesta situação.

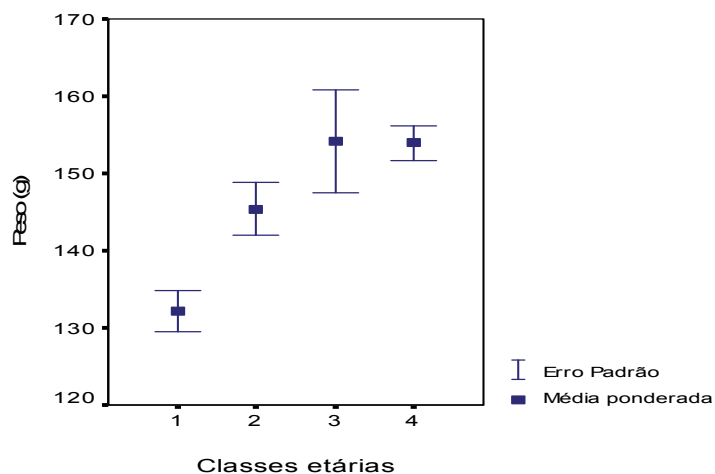


**Figura III.60** - Distribuição de frequência por classes de peso (g) do corpo de rolas-bravas caçadas em Portugal entre 1994 e 2004.

O peso total pode ser influenciado por inúmeros factores que vão desde diferenciações individuais na estrutura corporal, até fases do ciclo de vida, períodos pré e pós alimentação (papo cheio ou vazio), etc., sendo considerado por si só um indicador da condição física susceptível de muitos erros. A evolução do peso esteve significativamente correlacionada com a largura da banda de gordura sub-alar ( $r_P = 0,57$ ,  $n=1607$ ), aumentando significativamente ao longo da época. O peso esteve relacionado linearmente com o comprimento da asa (após transformação logarítmica das variáveis). Alguns autores utilizam índices de condição (peso/comprimento da asa), para remover o efeito do tamanho dos exemplares na evolução do peso (Hepp *et al.*, 1986; Summers *et al.*, 1986). No presente estudo, os resultados da ANCOVA permitiram definir as contribuições separadas do ano, semana, região e idade para a variação no peso dos indivíduos capturados sem a influência das variáveis comprimento da asa e largura da banda de gordura (Tabela III.26). De facto, após a remoção da influência destas duas variáveis, verificou-se que o peso não variou significativamente entre anos, regiões ou ao longo da época, sendo apenas determinante para a sua variabilidade a idade dos exemplares (Figura III.61). Os jovens tardios pesavam menos que os restantes jovens. Tal como aconteceu com a acumulação de gordura e com a evolução da muda, foi nos jovens precoces onde se verificou uma maior variabilidade. O peso destes indivíduos não diferiu significativamente dos adultos (teste de Scheffé,  $p=0,47$ ), sendo estes dois grupos os que se encontravam em condições físicas para efectuar a migração.

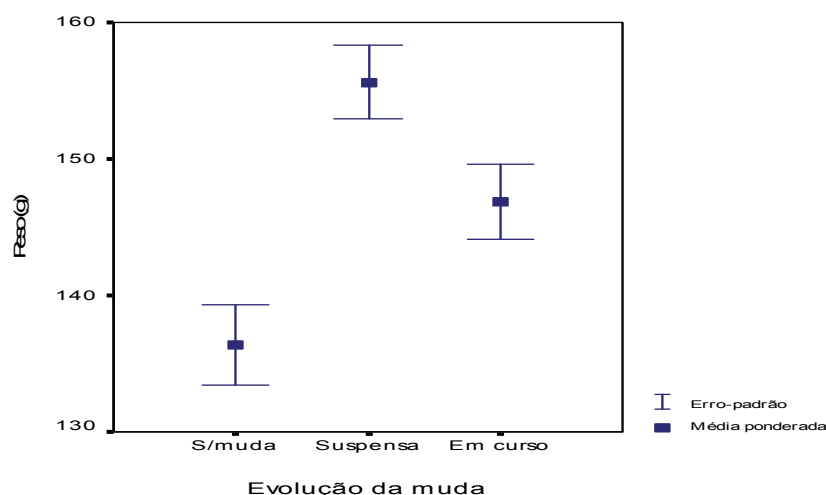
**Tabela III.26** - Resultado do modelo efectuado entre o peso e as variáveis explicativas, usando o comprimento da asa e a largura de banda de gordura como covariáveis ( $R^2_{\text{ajustado}} = 0,62$ ).

Factor de variação	Peso		
	g.l.	F	p
Modelo	46	11,72	<0,001
Gordura	1	138,26	<0,001
Comp. asa	1	43,45	<0,001
Região	2	9,11	0,89
Semana	5	1,05	0,39
Ano	1	1,29	0,26
Idades	3	5,15	<0,01
Erro	306		



**Figura III.61** - Variação do peso médio (g) de exemplares caçados de rola-brava corrigido pelos factores ano, região e semana de captura.

Os exemplares de rola-brava que não apresentavam evidências de muda (jovens ou adultos) tiveram menor peso que os restantes (Figura III.62). As rolas-bravas com muda suspensa foram as que apresentaram maiores valores de peso (teste de Kruskal-Wallis,  $\chi^2 = 75,02$ ; g.l.=2;  $p < 0,001$ ) e de índices de condição corporal para efectuar a migração.



**Figura III.62** - Variação do peso (g) nos diferentes estados da muda das rémiges primárias (sem muda, muda suspensa e muda em curso) para o conjunto da amostra (jovens e adultos). Os valores do peso correspondem à média corrigida, por GLM, com o efeito das idades, região, ano e semana de captura.

## 6.4. Discussão e conclusões

A investigação em ornitologia inclui uma combinação de diferentes abordagens para separar grupos da população, em que os métodos morfológicos podem ser complementados com técnicas sofisticadas de genética ou bioquímica (Webster *et al.*, 2002; Bairlein, 2003; Rubenstein & Hobson, 2004; De la Hera *et al.*, 2007). Neste estudo utilizaram-se técnicas mais simples para obter informação de peças caçadas recorrendo a análise de espécimes de rola-brava abatidos em diversos anos e locais.

### 6.4.1. Estrutura demográfica

A caracterização da estrutura demográfica da população de rolas-bravas caçadas em Portugal foi efectuada recorrendo a informação sobre a abundância das classes etárias e dos sexos ao longo do período venatório.

A razão etária pós-reprodutora resulta da conjugação de diferentes factores. Em certas condições, pode ser considerada como um indicador do sucesso reprodutor da época de nidificação anterior mas também pode constituir um indicador eficaz do efeito da pressão cinegética sobre as populações de determinada espécie (Rocha & Hidalgo, 2002). De acordo com estes autores, quando a razão etária é muito elevada na população caçada, está a caçar-se uma quantidade excessiva de jovens que nunca chegarão a reproduzir-se, o que se fará sentir na diminuição do recrutamento populacional. Pelo contrário, quando se caçam mais adultos que jovens, a probabilidade de sobrevivência

destes últimos fica fortemente diminuída por falta de experiência para conseguir recursos durante a migração, perante predadores, etc. No presente estudo, para a globalidade da população caçada, dominaram os jovens relativamente aos adultos. A abordagem efectuada para a totalidade da amostra apontou para valores de razão etária (média de 1,71) que se integram na amplitude encontrada em Marrocos (Hanane, 2009) e em algumas regiões espanholas (e.g., Rocha & Hidalgo, 2002), mas menores que os referidos por Fontoura (2004) para Portugal. A avaliação destes valores isoladamente pode sugerir um grande potencial reprodutor e a possibilidade de ocorrência de duas posturas por época de nidificação. No entanto, esta avaliação poderá estar sobrestimada, na medida em que a caça pode ser positivamente selectiva em relação aos jovens (Rocha & Quillfeldt, 2015). Esta selecção diferencial pode ser atribuída, à falta de experiência dos jovens perante os caçadores, que os torna menos esquivos e mais confiantes que os adultos e também à concentração de jovens atraídos por alimento fácil, em particular nos locais onde é promovida a alimentação adicional (Hayslette & Mirarchi, 2002; Rocha & Hidalgo, 2002). De facto, na esmagadora maioria das zonas de caça acompanhadas foram disponibilizados atractivos alimentares (Dias & Rocha, 1999). Estas acções consistem em proporcionar alimento de forma continuada às espécies cinegéticas durante várias semanas anteriores às caçadas de forma a fidelizar (fixar) os indivíduos, criando-lhes rotinas de deslocações que podem ser exploradas nos dias de caça (distribuindo os caçadores ao longo das rotas de deslocação de e para os pontos de alimento ou bebida ou mesmo cercando os locais onde se alimentam).

No presente estudo não foi possível comparar a estrutura etária das populações caçadas em zonas com e sem atractivos alimentares, mas Rocha & Hidalgo (2001) num estudo feito para a Extremadura espanhola apontam razões etárias da ordem de 2,2 para zonas de caça onde são usados atractivos alimentares, valores bastante superiores aos obtidos nas zonas de caça sem cevadouros (razão etária de 1,1). Nas zonas em que aos cevadouros são adicionadas sementes de girassol, aquele parâmetro pode subir a 5 jovens por adulto. Alimentos altamente energéticos como o girassol tornam-se muito atraentes, já que este suplemento permite obter grandes quantidades de energia num curto período, aumentando a eficácia na acumulação de reservas necessárias para a migração (Jiménez *et al.*, 1992; Rocha *et al.*, 2009). Os jovens sentir-se-iam mais atraídos por estas concentrações artificiais de alimento que os adultos, formando o que Santos-Júnior (1981) denominou de centros de associação juvenil. Nestes locais agregavam-se os indivíduos para a procura de alimento e preparação para a migração (Santos-Júnior, 1981). Calladine *et al.* (1999) no sul de Inglaterra e Boutin (2003, *com. pess.*) constataram também essas associações onde predominam jovens, em locais propícios de alimentação.

A utilização preferencial de sementes de oleaginosas e de cereais de maior dimensão por parte dos jovens foi corroborada pelo estudo da dieta da população caçada na ZCT da Quinta do Freixo no Algarve (Dias & Fontoura, 1996). Nessa zona, em 1993, iniciou-se em grande escala a produção de girassol e o suplemento dos restolhos com esta semente e restos de trigo e *Vicia* spp. foram mais intensamente explorados pelos jovens comparativamente aos adultos. Estes últimos apresentavam um espectro alimentar mais amplo, quer em termos de composição quer em termos de dimensão das sementes ingeridas (Dias & Fontoura, 1996). Nos locais com alimento à disposição verificou-se que os jovens precoces e intermédios desaparecem mais cedo da população caçada. Este aspecto pode ser explicado pelo facto de obterem mais facilmente e mais cedo as reservas necessárias às migrações e por isso partem antes dos restantes jovens.

Os valores obtidos na razão etária contrapõem-se ao verificado durante o acompanhamento da actividade reprodutora nas áreas de estudo (Capítulo 3) e noutras regiões da Europa, em que o sucesso reprodutor foi inferior a 2 jovens por casal (e.g., Nankinov, 1994; Browne *et al.*, 2005). A conjugação dos dois aspectos poderá indiciar que os efectivos populacionais caçados em Portugal resultam substancialmente de populações alóctones (Fontoura, 2005) ou de caçadas de imaturos locais em centros de associação juvenil, como referido por Santos-Júnior (1981) e que podem ocorrer em período de dispersão pós-reprodutora.

Os dados do presente estudo indicaram uma variação na estrutura etária ao longo do tempo. As diferenças da razão etária entre as duas sessões diárias de caça foi um resultado comum em todos os anos e regiões. Apesar de se desconhecerem estudos que abordem este aspecto, considera-se que a maior representatividade de jovens nas amostras durante a manhã pode ser explicado pela conjugação de vários factores:

- Os indivíduos jovens são menos ágeis a escapar ao tiro e desconhecem a consequência da presença dos caçadores, voam mais avidamente em direcção aos locais de alimentação e como tal são mais facilmente capturados; como resultado das caçadas de manhã, nas sessões vespertinas existem menos jovens e os que sobreviveram ao período da manhã tornaram-se mais precavidos e evitam os locais de tiro;
- A diferenciação nos padrões diários de comportamento e movimentações (Roy & Woolf, 2001) também pode auxiliar a explicar esta diferença (e.g., Santos-Júnior, 1980): estas aves deslocam-se para procurar alimento e depois água no início da manhã (até às 9h) e após as 16h; no caso dos jovens e dos migradores, as actividades de procura de alimento e repouso serão mais dispersas ao longo do dia; no caso dos adultos, em particular os reprodutores, os seus padrões de comportamento estão dependentes da complementaridade entre parceiros para cuidar das crias ou protecção.

Rocha & Hidalgo (2002) para a região da Extremadura espanhola, verificaram que, apesar de não haver diferenças significativas entre os anos, a razão etária evoluiu de forma inversa ao longo da época venatória nos diferentes anos. De acordo com os resultados deste trabalho e onde essa comparação foi possível, a razão etária não apresentou variações significativas ao longo da época venatória nem entre os anos. No entanto, da análise de conjunto efectuada salienta-se uma tendência para um aumento do número de jovens caçados com o desenrolar do período venatório. Esta tendência ocorre sobretudo na região de Trás-os-Montes e no Oeste litoral. Em 2004, na ZRCE Vermelha e na região de Miranda do Douro, o aumento da razão etária resultou do incremento do número de jovens nascidos tardiamente durante o período reprodutor, ao contrário do que aconteceu nas restantes áreas. Assim, as áreas do litoral tiveram maior número de jovens comparativamente às zonas do interior, em particular para o fim da época. Já no Algarve, a tendência parece ter sido a oposta, decrescendo a representatividade dos jovens nas caçadas no final da exploração cinegética. As flutuações inter-anuais verificadas podem dever-se às variações na produtividade e sucesso reprodutor anual que proporcionaram, em alguns anos, maior número de jovens comparativamente aos adultos; podem também ser resultado de alterações na disponibilidade de alimento ou outros factores do habitat que, em certos anos, facilitaram o agrupamento de juvenis; o prolongamento do período reprodutor na época venatória pode também influenciar o número de adultos que são caçados ao longo da época e em cada ano, já que a nidificação ou cuidado parental implica diferente comportamento e, como tal, diferente vulnerabilidade à caça (Hepp *et al.*, 1986; Roy & Woolf, 2001; Garrigues *et al.*, 2003).

O factor que mais contribuiu para as diferenças encontradas na razão etária foi a região. De facto, foi nas zonas de caça do Oeste litoral que se verificou a maior representatividade de jovens nas amostras da caça, aumentando esta significativamente para o final do período venatório. Este aspecto contrasta vivamente com o que se observou nas zonas de caça monitorizadas no mesmo ano e período noutras regiões do país. No Alentejo por exemplo, o número de adultos nas caçadas aumentou ao longo da época. As diferenças encontradas entre as regiões relativamente a este parâmetro podem dever-se a vários factores. Neste estudo não foi possível obter dados do Algarve comparáveis temporalmente com as outras regiões e, como tal, os factores responsáveis pelas variações anuais podem ter feito sentir-se de forma diferente naquele período (1993-1996), relativamente aos seguintes (1998-2004). No entanto, como não se verificaram diferenças significativas entre anos para cada uma das regiões onde foi possível efectuar tal comparação, assume-se que o efeito do ano foi negligenciável (ou pouco importante). Não são, contudo, de descurar as alterações climáticas (condições



meteorológicas primaveris e estivais) que condicionariam os fluxos migratórios e o sucesso reprodutor em cada ano.

As condições de suporte do meio disponíveis em cada região estudada irão influenciar a capacidade de carga, em termos de alimentação, abrigo e de potenciação da reprodução tardia (Casas *et al.*, 2009). Em locais com maior intensidade de reprodução, a vulnerabilidade dos adultos à caça será diferente e é razoável assumir que existirão mais jovens autóctones na população caçada (resultantes dos episódios de reprodução da zona). De acordo com os dados apresentados nos capítulos anteriores, as zonas do Oeste litoral (ZCA Vermelha e ZCT da Herdade do Pinheiro) incluem-se na região com maior densidade de casais reprodutores a nível nacional. No entanto, mais alguns factores devem contribuir para esta diferenciação espacial, já que as restantes áreas monitorizadas se localizam também em áreas de maior densidade de casais. A observação da representatividade dos vários grupos etários de jovens do ano vem confirmar o exposto. As amostras recolhidas na região do Oeste litoral incluíram um maior número de jovens tardios comparativamente com as restantes. No Algarve este grupo etário foi também o mais representado. A maior magnitude de reprodução tardia nesta região e na ZCA da Vermelha foi confirmada por análise das gónadas e da actividade glandular do papo. Nas duas regiões representativas do interior dos pais (Alentejo e Trás-os-Montes), a maioria dos jovens capturados resultaram de reprodução mais precoce, tendo sido este aspecto mais evidente no Alentejo, em particular nas zonas de caça monitorizadas no Vale do Guadiana durante três épocas venatórias.

Os trabalhos de acompanhamento das migrações pós-reprodutoras em Portugal feitos no Mindelo assinalam, para os anos setenta do século passado, o predomínio dos jovens nas capturas. Em Setembro de 1976 (4<sup>a</sup> e 5<sup>a</sup> semana venatória), Cordeiro (1977) registou uma discrepância enorme entre as frequências das classes etárias capturadas, em que a proporção de jovens relativamente aos adultos foi de 70:1. Na década seguinte, Santos-Júnior (1981) refere que apenas 2 % a 3 % dos indivíduos capturados eram adultos. As variações espaciais na razão etária foram também assinaladas por outros autores fora da Península Ibérica. No estudo efectuado na costa atlântica francesa em Setembro (Devort & Veiga, 1984), observaram-se valores anuais (entre 3,9 e 13) muito superiores aos registados por Murton (1968) para o fim da época de reprodução em Inglaterra (razão etária de 1,4). Foram caçados entre 4 a 5 vezes mais jovens que adultos em qualquer das quinzenas e sexos (Devort *et al.*, 1988). A análise de registos de anilhagem efectuados por esses autores confirma o mesmo tipo de resultados. Esta diferença espacial na razão etária não pode ser atribuída à fraca condição física dos jovens, tornando-os mais vulneráveis que os adultos. De facto, apesar de se ter verificado uma diferença de peso e de acumulação de reservas entre os jovens e os adultos, essa

diferença foi comum a todas as áreas e, como tal, não incidiu apenas nas regiões mais atlânticas. Devort *et al.*, (1988) notaram que, tanto os jovens como os adultos tinham pesos médios relativamente elevados na altura das migrações, bem como importantes reservas adiposas; os recursos locais são utilizados com oportunismo, não se verificando dependência de algum item em particular, tal como referido para a época de nidificação em Inglaterra por Murton *et al.* (1964). Devort *et al.* (1988) referem que essas assimetrias espaciais também não se podem justificar por uma diferença na cronologia migratória entre as duas classes etárias, já que o número de adultos foi relativamente constante ao longo da época. Os resultados do presente estudo contrapõem parcialmente o atestado por esses autores, já que foi precisamente na região em que se registou uma maior razão etária, que essa aumentou significativamente ao longo da época. Uma possível explicação já aventada por Santos-Júnior (1979) e Devort & Veiga (1984) parece ser o facto de existir uma segregação espacial nas rotas migratórias, com maior número de jovens a migrar na região mais próxima do mar. A razão etária das rolas-bravas em migração pós nupcial parece então variar de acordo com a longitude. Devort *et al.* (1988) sugerem que estas diferenças na razão etária resultem também de mudanças no comportamento migratório que, no litoral, tornam os jovens mais acessíveis à caça. Essas alterações advêm do facto de, até aos anos setenta do século XX, estarem documentadas passagens de rolas-bravas em migração durante o dia (Moreau, 1956; Marchant, 1969); após essa década, essas passagens deixaram de ocorrer no litoral francês e diminuíram (progressivamente a partir de 1972) no litoral português, de acordo com os dados de Santos-Júnior (1983, 1989). Foi colocada a hipótese de que as migrações diurnas sejam feitas maioritariamente pelos jovens, enquanto as nocturnas (que se mantêm intensas) sejam feitas mais por adultos. Ora, no caso do presente estudo, as rolas-bravas são caçadas à espera e maioritariamente, durante os percursos de e para zonas de alimentação. As amostras analisadas derivam de fluxos migratórios de dias anteriores, tanto de adultos como de jovens que utilizam aquelas áreas como repouso entre voos. Assim sendo, é indiferente quem chega primeiro. Mas, se os voos dos jovens fossem mais de dia, isso explicaria o facto de estes estarem menos representados durante o período da tarde, comparativamente ao que acontece de manhã. O facto de os jovens voarem mais pela costa, aproveitando os locais de repouso mais ocidentais, também explicaria a sua maior representatividade no Oeste litoral. A estratégia adoptada pelos adultos incluirá o voo nocturno e a passagem pelo interior da Península, aproveitando os cursos dos rios e as áreas agrícolas na sua envolvência para lhes proporcionar alimentação e abrigo (Eraud & Lormée, 2015).

Os estudos sobre as migrações na região costeira portuguesa apontam para grandes concentrações de rolas-bravas ao fim do dia no Sudoeste, tanto de jovens como

de adultos (em 1995 e 1996, SPEA, dados não publicados). As passagens de migradores em período nocturno têm sido recentemente monitorizadas, mas não foi possível ainda identificar a espécie em causa no conjunto dos indivíduos. Resta pois confirmar esta possibilidade de transferência dos fluxos migradores para outros períodos do dia ou para rotas delineadas mais pelo interior do país.

A análise da muda dos exemplares caçados permitiu detectar uma maior proporção de jovens em desenvolvimento (sem evidências de muda) e tardios relativamente aos restantes grupos etários durante o período venatório. À semelhança do verificado em Fontoura (2004), a reprodução tardia deverá ter muita importância para o recrutamento da população, já que a maioria dos jovens parece ser proveniente destes episódios reprodutores. A fracção reduzida de jovens precoces (nascidos no início da época) pode ser explicada por dificuldades na reprodução no início da primavera, confirmando os picos de emparelhamento em Junho (*vd.* Secção anterior), ou também porque, sendo indivíduos mais velhos, adquirem as condições corporais necessárias para a migração e partem mais cedo que os restantes. As diferenças entre locais e períodos podem estar relacionadas com factores como fluxos migratórios e a capacidade de suporte do meio: isto implica que, mesmo em cada região, possa haver áreas mais vocacionadas para corredores de passagem na migração e outras onde a possibilidade de reprodução tardia se mantém. Este aspecto já tinha sido referido para o vale do Guadiana (*e.g.*, Dias & Rocha, 1999).

Uma fracção importante do conhecimento ornitológico depende de métodos que permitam aos investigadores distinguir entre grupos de aves (Gill, 1990; Fedynich *et al.*, 2013). Enquanto as técnicas de identificação etária, recorrendo a observações durante o trabalho de campo, se revelaram relativamente robustas e expeditas, o mesmo não se verificou para a diagnose sexual. Apesar de marcadores genéticos ou de radio-isótopos poderem ser usados para distinguir o sexo, espécies ou origens geográficas (*e.g.*, Griffiths *et al.*, 1998; Webster *et al.*, 2002), estas técnicas não são facilmente acessíveis a muitos investigadores no campo. Em consequência, as análises de discriminantes baseadas em características morfológicas obtidas no campo são ainda muito usadas (exemplos em De la Hera *et al.*, 2007). No presente estudo, a identificação de características externas para a diagnose sexual dos indivíduos foi exploratória e não se revelou promissora. Factores de variabilidade intra-regional e inter-anual nos indivíduos amostrados (Van de Pol *et al.*, 2009) podem ser a causa do baixo valor preditivo dos modelos obtidos.

Este estudo salientou a importância de se avaliar o sexo dos indivíduos capturados: a impossibilidade de confirmar o sexo, quer através de biometria, quer por observação das gónadas durante o trabalho de campo, condicionou a obtenção de valores da razão sexual na população. Os resultados obtidos concordam com outros estudos efectuados

em Portugal que referem valores de razão sexual relativamente equilibrados, da ordem de 1:1 (Dias & Fontoura, 1996; Dias & Rocha, 1999; Fontoura, 2004). A manutenção deste equilíbrio entre sexos numa espécie com características de monogamia é fundamental para o recrutamento da população.

#### 6.4.2. Caracterização biométrica

No âmbito deste estudo foi possível recolher dados biométricos de *Streptopelia turtur* que possibilitaram a comparação com outros autores e locais para as classes etárias, jovens e adultos. Trabalhos anteriores (e.g., Fontoura, 2004) confirmam o dimorfismo sexual na rola-brava, traduzido pela maior dimensão relativa dos machos, no que diz respeito ao comprimento da asa e tarso. No entanto, a sobreposição marginal dos valores encontrados para estas variáveis não permite para já a sua utilização como critério individual de distinção sexual. Seria interessante conjugar os dados recolhidos neste estudo com os de outros trabalhos na mesma espécie para explorar melhor as evidências externas que facilitem a sexagem e ultrapassem a limitação de não se poder observar as gónadas em trabalho de campo com os caçadores.

Tal como previsto, foi possível identificar diferenças biométricas entre jovens e adultos, em particular no que diz respeito ao comprimento das asas e da cauda, que são significativamente maiores nos adultos comparativamente com os juvenis. O facto de as medições serem efectuadas sobre penas em diferentes estados de conservação e desenvolvimento pode influenciar os resultados. Há autores (e.g. Helm & Albercht, 2000) que aconselham as medições ósseas, mas estas não podem ser feitas em trabalho de campo. Os dados biométricos recolhidos sugerem que há, de facto, diferença corporal entre indivíduos, independentemente da sua idade. A população amostrada do litoral apresentou asas e dedos maiores e tarso e a cauda menores que as das outras regiões. Estas diferenças entre locais podem dever-se ao facto de se terem usado diferentes observadores. No entanto, todos estes trabalharam, quer nas áreas do interior quer nas do litoral, aspecto que poderá reduzir a importância do erro sistemático de medição (Bailey & Byrnes, 1990). Por outro lado, Fontoura (2004) alerta para o facto de ter encontrado um menor tamanho estrutural dos indivíduos analisados a nível nacional, relativamente ao documentado para o resto da Europa. Apesar dos dados do presente trabalho virem ao encontro dos resultados deste autor e sugerirem a passagem em Portugal de uma população diferenciada em termos de robustez, a confirmação desta hipótese só poderá ser feita com estudos posteriores e com outro tipo de recursos metodológicos fora do âmbito deste projecto (como a marcação, análise genética, etc.).

As características morfológicas das aves, sobretudo a sua biometria, condicionam a eficácia de voo (Pennycuik, 1989). As modificações adaptativas ao nível morfológico relacionadas com a migração traduzem-se, de uma forma geral, num corpo mais pequeno e em asas mais longas e estreitas (Chandler & Mulvihill, 1992). Os jovens tardios apresentaram dimensões de asas maiores que os restantes, o que pode estar relacionado com o facto de as penas daqueles serem recém-mudadas e, como tal, estarem em melhor estado (ainda sem desgaste). As diferenças de comprimento verificadas entre o referido por vários autores, podem dever-se à utilização de diferentes metodologias de medição da asa (Helm & Albercht, 2000) e ainda ao facto daquelas amostras contemplarem uma grande variabilidade de situações da muda, com alguns exemplares com rémiges mais gastas e outros com penas recentemente desenvolvidas.

#### 6.4.3. Estatuto reprodutor e migratório

Nesta secção assumiu-se, para efeitos de discussão, que eventuais diferenças entre sexos relativamente ao estatuto reprodutor (avaliado e.g., pela actividade glandular do papo) ocorrerão também em outras áreas e/ou poderão ser atribuídas e explicadas por outros factores que não a regionalidade. Dos exemplares estudados, cerca de 32% dos adultos apresentava evidências de terem nidificado recentemente, tendo alguns ainda pelada de incubação. Este resultado vem confirmar a existência de sobreposição entre a época de criação e a venatória. A intensidade desta situação variou conforme a área de estudo. De facto, enquanto em Vila Verde de Ficalho ainda se encontraram adultos em Setembro com glândula do papo em regressão, na Herdade do Pinheiro não foram encontradas evidências de reprodução recente nas rolas-bravas analisadas. Este facto vem ratificar a ausência de actividade reprodutora tardia monitorizada nesta área (ver capítulo anterior). A diferença de magnitude temporal e espacial também foi reportada em trabalhos anteriores (e.g., Dias & Fontoura, 1996a; Rocha e Hidalgo, 2002; Fontoura, 2004). As análises indicaram que a maioria dos indivíduos observados não tinha completado a acumulação de gordura. Apenas os adultos e os jovens precoces tinham acumulação de gordura compatível com a migração. Foram estes também que apresentaram maior peso. Os animais com muda suspensa tiveram maior peso e condições corporais para efectuar a migração. Tal como em Fontoura (2004), verificou-se que uma fracção importante da população capturada na caça se encontrava numa fase pré-migratória, sendo a proporção de indivíduos migradores (correspondente aos de maior peso, muda desenvolvida ou suspensa e maior acumulação de gordura) reduzida.

O facto de não se terem verificado variações significativas entre anos ou regiões na condição corporal dos indivíduos analisados, sugere que a classe etária foi um factor

determinante para a identificação do estatuto migrador. Indivíduos classificados como jovens intermédios ou tardios tiveram menores valores de acumulação de gordura, não ganharam peso ou não mudaram as penas de voo, pelo que não estariam em condições de migrar, comparativamente com os adultos e com os jovens precoces, que apresentaram uma maior variabilidade nestas características. Outras hipóteses explicativas residem na circunstância destes indivíduos já terem efectuado uma primeira fracção da migração e, como tal, consumido as reservas de gordura que tinham acumulado antes de um primeiro voo à semelhança do que é sugerido para a codorniz (Gonçalves, 2003); ou então, a migração ocorre com a muda bloqueada imediatamente antes do seu início ou apenas na p1, tal como refere Cramp (1985).

Os adultos com indícios de actividade reprodutora recente também apresentaram menores valores de acumulação de gordura, de peso ou de muda, não estando por isso aptos a migrar (Dias & Fontoura, 1996). Os resultados deste projecto corroboram os obtidos noutros estudos (e.g., Rocha & Hidalgo, 2002) face ao estatuto reprodutor e à avaliação do estatuto migratório, sugerindo que a caça incide sobretudo em indivíduos jovens e inexperientes, não preparados para a migração ou em adultos na fase final da reprodução. Fontoura (2004) sugere que, de acordo com o estatuto reprodutor avaliado para uma amostra de 2000-2001, a caça incide sobre a população nidificante em Portugal. No presente estudo, verificou-se que a magnitude desta situação pode variar de região para região.

O facto de tanto os jovens precoces como os adultos atingirem as condições corporais para a migração na mesma altura, sugere que possam migrar ao mesmo tempo e que por isso ocorram de uma forma síncrona nas caçadas. Esta situação vem contribuir para a confirmação da hipótese de que não há migração outonal diferenciada por classe de idade, tal como sugerido por outros autores (Nankinov, 1994; Montoya & Meson, 1994; Fontoura, 2004). Por outro lado, a evidência de diferenças entre proporções de jovens tardios e outros, ao longo da época, sugere que há sincronia entre jovens e adultos quando estes atingem o limiar de condições corporais. Assim, os jovens tardios e os adultos reprodutores tardios serão os últimos a atingir níveis de gordura e muda suficientes para efectuarem a migração.

Em síntese, os resultados obtidos neste capítulo permitiram:

- Determinar que a razão etária da população caçada, normalmente acima de 1:1, variou entre regiões e períodos venatórios;
- Obter pistas para melhorar o processo de determinação do sexo dos indivíduos capturados durante as caçadas;

- Descobrir possíveis diferenças biométricas entre indivíduos de diferentes regiões;
- Determinar que a condição corporal dos indivíduos variou entre classes etárias e ao longo da época venatória;
- Confirmar a ocorrência de um estatuto migrador diferenciado consoante a idade e, no caso dos adultos, a fase reprodutora;
- Confirmar a existência de sobreposição entre o período venatório e o reprodutor, com magnitude variável consoante as zonas de estudo;
- Verificar que a pressão cinegética variou de região para região, sendo geralmente maior durante a sessão matinal e no início da época de caça;
- Confirmar a existência de exploração cinegética diferenciada entre idades, com maior pressão sobre os jovens (em particular os tardios) e sobre os adultos ainda não preparados para a migração.



SECÇÃO

IV



## SÍNTESE. IMPLICAÇÕES PARA A GESTÃO



“A ciência vive da inquietação, do desejo de conhecer para além dos limites...”

Mia Couto (2005), *Pensatempos*, página 45

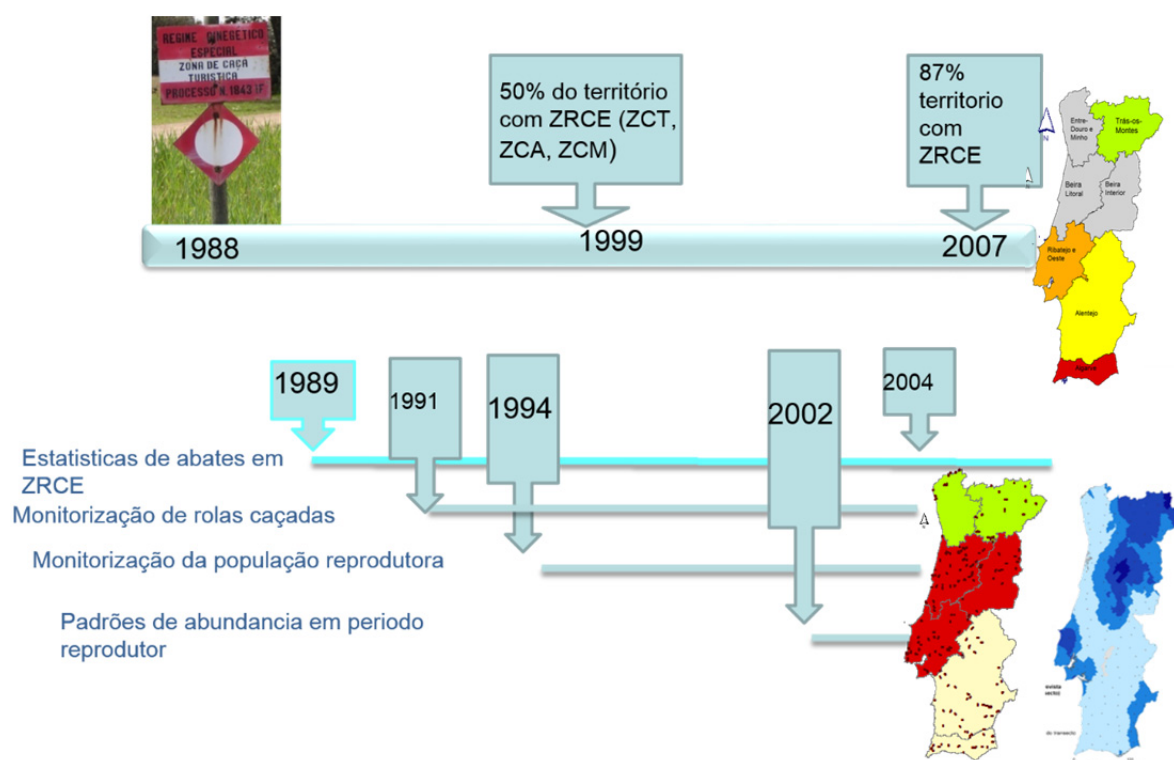


# IV.



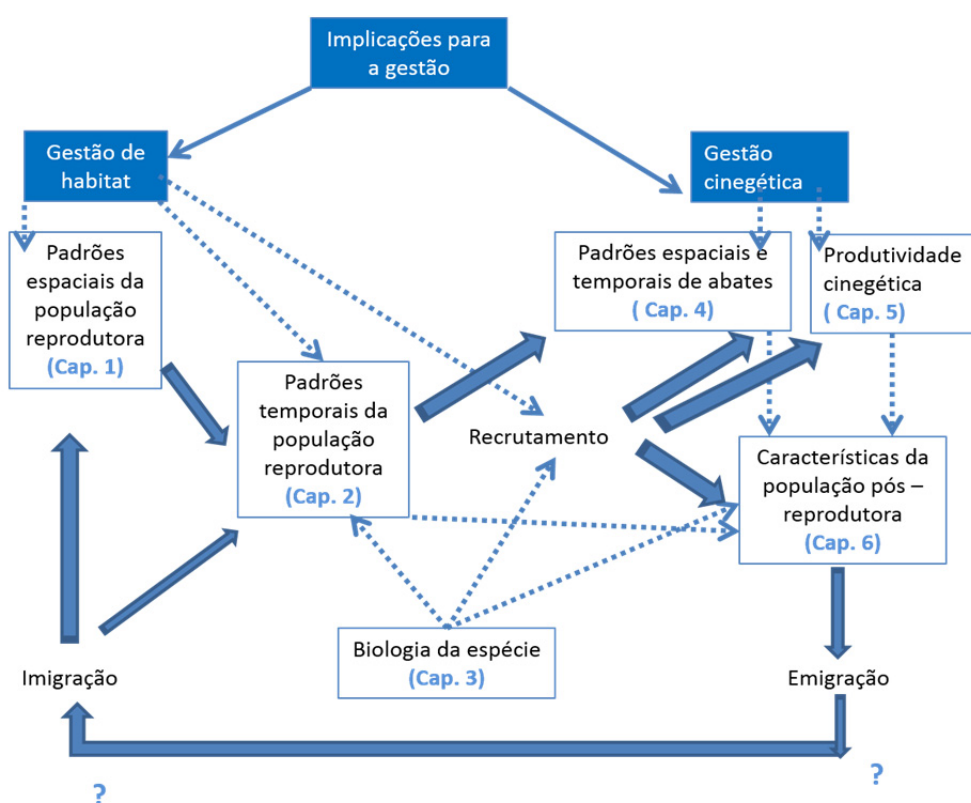
## SÍNTESE. IMPLICAÇÕES PARA A GESTÃO

Os estudos desenvolvidos no âmbito desta dissertação abrangeram diferentes fases do ciclo biológico da rola-brava *Streptopelia turtur* em Portugal continental, recorrendo-se à integração de informação dispersa em vários projectos e escalas temporais (Figura IV.1).



**Figura IV.1** - Enquadramento temporal da informação analisada durante esta tese.

O conhecimento produzido neste trabalho reflecte uma fracção temporal do ciclo de vida de *S. turtur* e uma fracção da sua população global (Lutz & Jensen, 2007; Eraud *et al.*, 2013). O estado das populações acolhidas anualmente no território português é, por isso, uma incógnita que deve ser reconhecida no âmbito da gestão da espécie. Neste contexto de incertezas, a informação produzida ajuda a suportar um modelo conceptual da gestão da espécie, enriquecendo-o com informação sobre uma região crucial na rota de migração do Atlântico ocidental (Webster *et al.*, 2002; Newton, 2008). Este modelo (Figura IV.2) centra-se na biologia e dinâmica populacional da rola-brava e nos factores de ordem antropogénica que mais a influenciam (Bailey, 1984; Clark, 1990; Barta *et al.*, 2008; Adams *et al.*, 2014; Vickery *et al.*, 2014).



**Figura IV.2** - Esquema da integração da informação produzida nesta tese num modelo conceptual de gestão de *S. turtur*. Salientam-se os principais fluxos de efectivos (setas a cheio) e as principais influências entre factores (setas a tracejado).

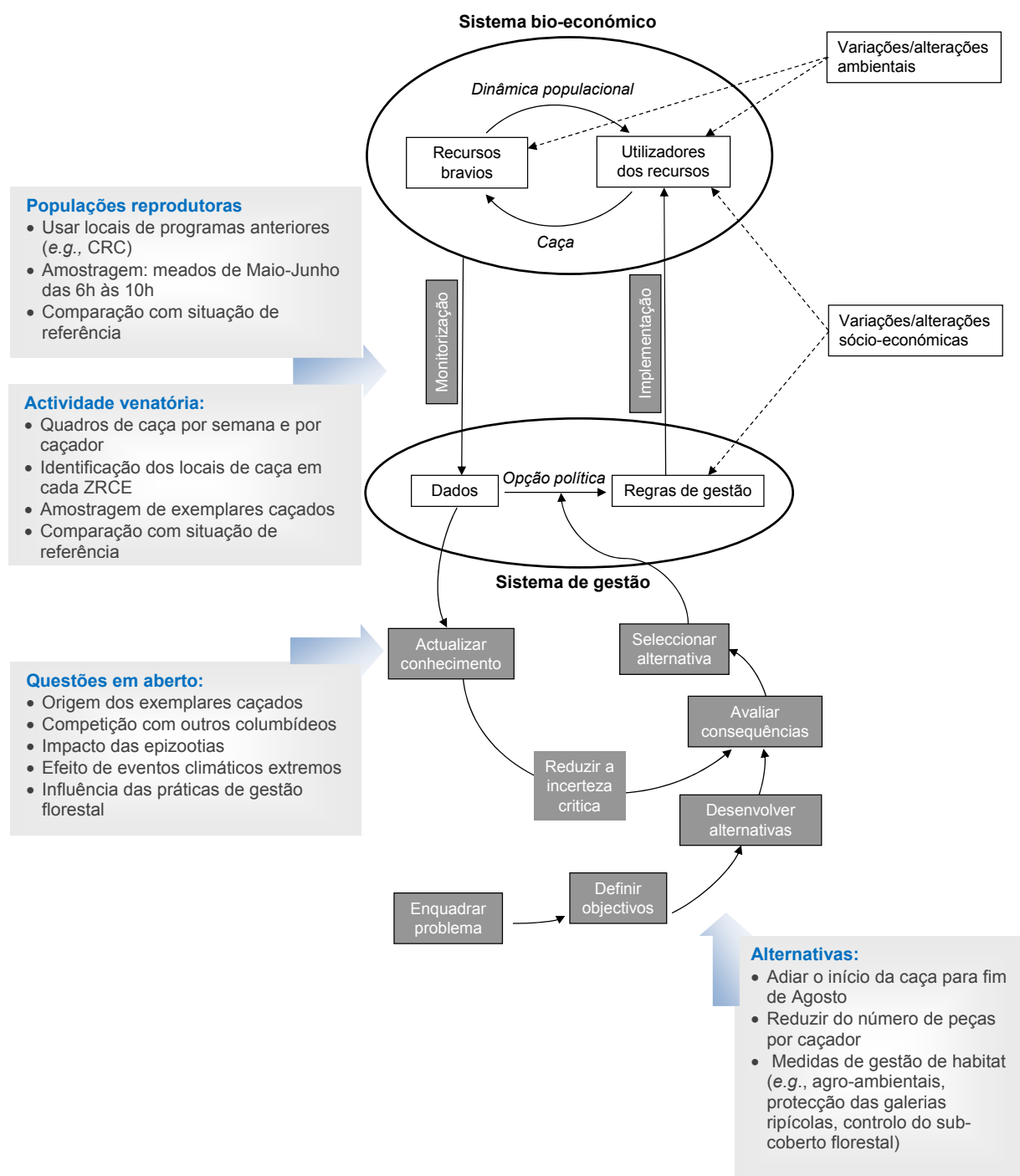
A biologia e ecologia de *S. turtur* foram abordadas nos Capítulos 1, 2, 3 e 6. Os requisitos alimentares e de habitat da espécie contribuem para que a população reprodutora se distribua em Portugal de uma forma diferenciada pelas regiões (Capítulos 1 e 2) com maiores abundâncias no norte do país. As assimetrias do padrão espacial em período reprodutor parecem ser fortemente condicionadas pelo uso e ocupação do solo

dominante na paisagem em cada região (Capítulo 1). À macro-escala, a disponibilidade de habitats de nidificação revelou-se determinante para esse padrão de abundância, tanto a nível nacional (Capítulo 1) como regional (Capítulos 2 e 3). A este nível, a distribuição e abundância da roa-brava é influenciada pelo contexto paisagístico, já que se verificou uma selecção positiva de alguns elementos da paisagem na composição dos territórios de nidificação (Capítulo 3), de que são exemplos as galerias ripícolas e sebes vivas que estruturam a paisagem, nomeadamente em contexto agrícola. Também os pinhais, que, à macro-escala, foram dos habitats onde se constataram as maiores abundâncias da espécie, foram por esta seleccionados de forma diferenciada consoante a sua inserção em mosaicos agro-florestais ou numa matriz florestal (Capítulo 3). Os processos antropogénicos que promovem alterações nos habitats seleccionados pela espécie em qualquer destes contextos devem, por isso, merecer particular atenção na implementação de programas de monitorização e gestão sustentável da espécie (Stoate *et al.*, 2009). Factores como os incêndios florestais ou o abandono da gestão florestal ou agrícola influenciam negativamente a população de rolas-bravas em Portugal, ao reduzirem a qualidade e a disponibilidade dos habitats de nidificação (Capítulos 1 e 3).

No contexto da gestão adaptativa preconizada para a rola-brava (Figura IV. 3), seria de todo o interesse testar quais as alternativas de ocupação do solo que são benéficas para a manutenção das suas populações nas áreas identificadas como nucleares (Capítulo 1). Os resultados dos estudos sobre habitats de alimentação efectuados em Inglaterra (Dunn *et al.*, 2012, 2015) podiam ser também testados em Portugal, mas subsistem ainda outros aspectos do habitat que importa não negligenciar. Por exemplo, a manutenção e promoção de galerias ripícolas através da promoção de medidas agro-ambientais (Wilson *et al.*, 2007), terá maior importância para a conservação da espécie em áreas deficientes em estruturas arbóreas, em matriz agrícola e não tanto em matriz florestal. Nesta última, a gestão do sub-coberto deverá ser uma prioridade (e.g., Santana *et al.*, 2011, 2012) em particular nas regiões dominadas por plantações extensas, de modo a promover os ecótonos utilizados pela espécie (Capítulo 3 e Apêndice VII).

Este estudo permitiu também identificar um padrão de abundância da rola-brava ao longo da época de reprodução que é influenciado pelas fases distintas do seu ciclo de vida (Capítulo 3). Por exemplo, o pico de actividade de defesa do território de nidificação decorre, em Portugal, entre meados de Maio e Junho. Esta informação é fundamental para programar os melhores períodos de monitorização e gestão dos efectivos reprodutores, nomeadamente num contexto de contenção de recursos para manter programas de monitorização nacionais a médio e longo prazo, como preconizado pela UE (Lutz & Jensen, 2007; Cooney *et al.*, 2013). Neste sentido, será importante explorar as sinergias entre os programas de monitorização nacionais a decorrer (e.g., CAC e

Chegadas) e o já terminado CRC para beneficiar do trabalho feito anteriormente. Por exemplo, quer os resultados obtidos com a grelha de amostragem nacional desenvolvida para este estudo (Capítulo 1), quer os obtidos através do CRC (Capítulo 2) poderão ser usados como situação de referência em futuros planos de monitorização (Figura IV.3).



**Figura IV.3** – Síntese das sugestões decorrentes deste estudo que poderão integrar a aplicação da abordagem adaptativa na gestão de *S. turtur* em Portugal (esquema retomado da Secção I).

Factores endógenos aliados a afectações externas conduziram a variações inter- anuais na abundância da rola-brava (Capítulo 2) com uma redução moderada das populações reprodutoras para o período 1994-2004. Este padrão de declínio manteve-se na última década, traduzindo-se numa redução estimada para a população nidificante superior a 2/3 durante todo o período abrangido por este estudo. As regiões identificadas como importantes para a população reprodutora foram as que apresentaram tendências anuais negativas mais marcadas (Capítulo 2). A produtividade das caçadas tem, por isso, sido influenciada por alterações no recrutamento, nas disponibilidades de abates e pelas opções de gestão cinegética diferenciada (Capítulos 4 e 5). No entanto, a relação não é directa já que esta produtividade está também intrinsecamente associada a factores externos como a imprevisibilidade e irregularidade dos fluxos migratórios. De qualquer forma, as caçadas realizadas durante o período da manhã foram em geral mais produtivas e resultaram num maior número de jovens abatidos comparativamente com as sessões da tarde.

A avaliação conjunta das estatísticas populacionais da rola-brava no período estudado (Cabral, 2005; Equipa Atlas, 2008), das estimativas de produtividade alcançadas em Portugal (Capítulo 3) e das taxas de sobrevivência anual reportadas (Hill, 1992; Eraud *et al.*, 2009) sugere que a intensidade de abates de rola-brava em Portugal (Capítulo 4) excede o recrutamento nacional. Como tal, a contribuição dos contingentes migradores para a produtividade das caçadas deverá ser ainda assinalável. No entanto, este estudo confirmou que este é um aspecto que não se pode generalizar para Portugal, havendo regiões onde a caça é feita sobretudo à custa de contingentes migradores e outras onde a caça tem maior incidência nos efectivos locais (Capítulo 6). Estes resultados deverão ser tidos em conta na selecção de áreas a monitorizar em futuros planos de gestão da caça (PG e PEG) desta espécie em Portugal.

A condição corporal e o estatuto fenológico da população caçada revelaram padrões de variação ao longo da época de caça consentâneos com a preparação para a migração: acumulação de reservas lipídicas e progressão da muda (Capítulo 6). Estes padrões variaram consoante os anos e as regiões, indicando que a população de adultos sobre a qual é exercida a caça pode ser constituída ora por mais migradores, ora por mais reprodutores. A alteração da proporção entre estes dois grupos resulta numa variação da susceptibilidade à caça, que por sua vez se reflecte na produtividade cinegética e na densidade de abates (*e.g.*, Miller, 2009). A actividade cinegética exerce uma grande pressão sobre o recrutamento anual, quer nos indivíduos locais (*juvenis tardios*), quer nos *alóctones* (Capítulo 6). Este aspecto deverá ser acompanhado anualmente para averiguar as suas implicações na dinâmica da espécie e no recrutamento a médio prazo.



---

A reprodução tardia e coincidente com o período venatório foi confirmada em todas as regiões do país, mas a sua magnitude variou entre regiões e parece ser influenciada por factores externos, como as condições climáticas e/ou por processos endógenos (Capítulos 3 e 6). Os valores obtidos para a década passada foram bastante informativos, no entanto, será necessário actualizar periodicamente estes dados e ampliar a grelha de amostragem, já que a proporção de indivíduos caçados ainda em actividade reprodutora parece variar em função dos recursos (habitat e alimentação) disponíveis em cada local. A magnitude da nidificação tardia é fundamental para consubstanciar datas de início do calendário venatório. Quando analisado em conjunto com o exposto nos parágrafos anteriores, o adiamento em, pelo menos, uma semana, do início do período venatório será uma medida adequada para proteger a população nidificante e o recrutamento da rola-brava em Portugal, garantindo o retorno deste recurso cinegético nos anos seguintes.

Algumas das metodologias e procedimentos explorados nesta tese podem ser úteis em futuros programas de monitorização das caçadas, nomeadamente os que possibilitam a identificação das classes etárias e dos estatutos reprodutor e migratório (Capítulo 6). Ao identificar algumas limitações das bases de dados aqui usadas, foi possível propor medidas que facilitem a recolha de informação útil a partir de estatísticas de caça mais completas, como por exemplo, incluir nos registos dados sobre as sessões de caça e o número de caçadores envolvidos ao longo da época venatória. Este acréscimo de informação permitirá melhorar a fiabilidade das estimativas de esforço de caça e da pressão cinegética.

Este estudo evidenciou diferenças biométricas e morfométricas entre as populações caçadas de rola-brava, quer ao longo da época venatória, quer nas diferentes regiões (Capítulo 6). Os resultados sugerem ainda que o território português esteja a ser usado por populações biometricamente diferentes, reflectindo origens distintas. Atendendo a que a caça tem sido referenciada como um dos principais causas do declínio generalizado das populações no corredor migratório atlântico ocidental (Burfield & van Bommel, 2004; PECBMS, 2015), torna-se premente complementar a informação obtida neste trabalho com rastreios genéticos ou isotópicos (e.g., Rubenstein & Hobson, 2004) dos exemplares caçados para aferir a contribuição da população portuguesa para os abates nacionais. A integração expedita e rotineira destas técnicas em futuros programas internacionais de monitorização da espécie permitirá avaliar alterações nas rotas preferenciais dos contingentes europeus e um ajustamento periódico dos planos de gestão em cada país (Nichols & Williams, 2006).

Durante o período abrangido por este estudo, o estatuto da espécie a nível internacional foi agravado em virtude de continuados declínios populacionais em muitos

países da sua área de distribuição (BirdLife International, 2015). Actualmente com o estatuto de vulnerável, recaem sobre a rola-brava renovados interesses em conservar a espécie e em promover a sua gestão sustentável (Faaborg, 2002). Se bem que se tenha assistido a um aumento considerável do conhecimento sobre as populações reprodutoras, ainda persistem graves lacunas, em particular sobre a relação entre factores de perturbação como a caça e a dinâmica populacional da espécie (Lutz & Jensen, 2007; Proud, 2015). A informação agora compilada e analisada pode ser encarada como um repositório base sobre a espécie no seu limite ocidental de distribuição europeia, permitindo identificar linhas futuras de investigação e potenciar melhoramentos nas monitorizações a decorrer, numa perspectiva de gestão adaptativa a nível nacional e internacional (Lindenmayer & Likens, 2009).

Durante este trabalho identificaram-se lacunas na informação e evidenciaram-se novas hipóteses a testar. Dada a especificidade do contexto paisagístico português destaca-se, no que diz respeito à população reprodutora, a importância de:

- Aferir o efeito nas populações nidificantes de alterações do uso do solo (em particular a intensificação agrícola);
- Testar a influência de medidas de gestão florestal no sucesso reprodutor e na manutenção das populações.

Numa perspectiva europeia e de forma a complementar os estudos já a decorrer noutros países (e.g., Eraud *et al.*, 2013; Proud, 2015; Stockdale *et al.*, 2015), algumas questões merecem um futuro investimento de investigação:

- Qual a incidência e as afectações das epizootias na condição física e sucesso reprodutor das populações portuguesas?
- Qual a magnitude e os efeitos para a rola-brava das interacções com a rola-turca?
- Qual a contribuição dos efectivos alóctones para a população pós-reprodutora?

Nesta tese, como seria de esperar, ficam testadas várias hipóteses e originaram-se respostas a diversas questões, mas do modelo conceptual proposto na figura IV.2. para a gestão da rola-brava, mantêm-se, em grande medida, as incógnitas sobre a sua fase de invernada, cuja resolução requer um esforço consertado a nível internacional. Finaliza-se, no entanto, este trabalho com a convicção de que a eliminação gradual das lacunas de informação detectadas, em sinergia com a melhoria nos programas de monitorização contribuirão para a selecção de alternativas de gestão mais consentâneas com a sustentabilidade deste recurso bravo e dos seus habitats.

“Não podemos ter medo de não saber. O que devemos reear é o não termos inquietação para passarmos a saber...”

Mia Couto (2005), *Pensatempos*, página 48



# **R**EFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS







## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

### A

- Aça, Z. (1883) - *Manual dos caçadores*. Livraria de Cruz & C<sup>a</sup>. Editores, Lisboa. 188 pp.
- Adams, W.M.; Small, R.D.S. & Vickery, J.A. (2014) - The impact of land use change on migrant birds in the Sahel. *Biodiversity*, **15**: 101-108.
- Adamson, M. (2004) - *Food in medieval times. Food through History*. Greenwood Press. Connecticut, USA. 288 pp.
- Aebischer, N.J. (1999) - Multi-way comparisons and generalised linear models of nest success: extensions of the Mayfield method. *Bird Study*, **46**(Suppl.): 22-31.
- Aebischer, N.J. & Baines, D. (2008) - Monitoring gamebird abundance and productivity in the UK: The GWCT long-term datasets. *Revista Catalana d'Ornitologia*, **24**: 30-43.
- Aebischer, N.J.; Robertson P.A. & Kenward R.E. (1993) - Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology*, **74**: 1313-1325.
- Aguiar, C. & Pinto B. (2008) - A paisagem vegetal e o uso do território ao longo do tempo. In Equipa atlas (Eds.) *Atlas das aves nidificantes em Portugal (1999-2005)*. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa para o estudo das aves, Parque Natural da Madeira e Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Pp: 47-50. Assirio & Alvim, Lisboa.
- Aitchison, J. (1986) - *The statistical analysis of compositional data*. Chapman and Hall, New York. 416 pp.
- Akçakaya, H.R.; Ferson, S.; Burgman, M.A.; Keith, D.A.; Mace, J.M. & Todd, C.R. (2000) - Making consistent IUCN classifications under uncertainty. *Conserv. Biol.*, **14**: 1001-1013.
- Alarcos, S.; de la Cruz, C.; Solís, E.; Valência, J. & García-Baquero M.J. (2007) - Sex determination of Iberian Azure-winged Magpies *Cyanopica cyanus cooki* by discriminant analysis of external measurements. *Ringing & Migration*, **23**: 211-216.
- Alldredge, J.R. & Ratti, J.T. (1986) - Comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *J. Wildl. Manage.*, **50**: 157-165.
- Alldredge, J.R. & Ratti, J.T. (1992) - Further comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *J. Wildl. Manage.*, **56**: 1-9.
- Almeida, J. (1991) - Some effects of forest fires on birds: notes from the Margaraça wood case, Portugal. *Ardeola*, **38**(2): 233-238.
- Almeida, J.D. (1994) - A caça em Portugal através dos tempos. In Eurico da Costa C. (Coord.). *A caça em Portugal*. 4<sup>a</sup> ed. Vol. 1. Pp: 155-157. Editorial Estampa.
- Alonso, D. & Arizaga, J. (2006) - Biometrics of Citril Finch *Serinus citrinella* in the West Pyrenees and the influence of feather abrasion on biometric data. *Ringing & Migration*, **23**: 116-124.
- Alonso, D.; Arizaga, J.; Miranda, R. & Hernández, M. (2006) - Morphological diversification of Common Crossbill *Loxia curvirostra* populations within Iberia and the Balearics. *Ardea*, **94**: 99-107.
- Araújo, M.B.; Guilhaumon, F.; Neto, D.R., Pozo, I. & Calmaestra, R. (2011) - *Biodiversidade e Alterações Climáticas /Biodiversidad y Alteraciones Climáticas*. Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território & Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Lisboa /Madrid. 656 pp.
- Arnauduc, J.P; Anstett, L. & Boos, M. (2011) - Les colombidés et leur chasse. Les prélèvements de colombidés par la chasse en France. *Faune Sauvage*, **293**(4): 45-49.

- Ash, J.S. (1970) - Turtle dove migration in southern Europe, the Middle East and North Africa. *Brit. Birds*, **70**: 504-506.
- Atauri, J.A. & de Lucio, J.-V. (2001) - The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, **16**: 147-159.
- Atkinson, P.W.; Austin, G.E.; Rehfish, M.M.; Baker, H.; Cranswick, P.; Kershaw, M.; Robinson, J.; Langston, R.H.W.; Stroud, D.A.; van Turnhout, C. & Maclean, M.D. (2006) - Identifying declines in waterbirds: the effects of missing data, population variability and count period on the interpretation of long-term survey data. *Biol. Conserv.*, **130**: 549-559.
- Aubineau, J. & Boutin, J.M. (1998) - L'impact des modalités de gestion du maillage bocager sur les colombidés nicheurs dans l'ouest de la France. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl. Science*, **15** (Hors série Tome 1): 55-63.
- Aubineau, J.; Boutin, J.M. & Marchandeu, S. (1998) - Gestion concertée de la faune sauvage et des bocages de l'ouest de la France. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl. Science*, **15**: 951-960.

## B

- Baeta Neves, C.M.L. (1965) - *Alguns documentos do Arquivo Nacional da Torre do Tombo sobre monteiros-mores, caçadores-mores e caçadores e couteiros de perdizes*. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa. 136 pp.
- Baeta Neves, C.M.L. (1980) - *Colectânea de documentos existentes no Arquivo Nacional da Torre do Tombo - Chancelarias reais (1208-1483)*. I. Secretaria de Estado da Agricultura, Serviços Florestais. 316 pp.
- Bahan, V. & McGill, B.J. (2007) - Can niche-based distribution models outperform spatial interpolation? *Global Ecol. Biogeogr.*, **16**: 733-42.
- Bailey, J.A. (1984) - *Principles of wildlife management*. John Wiley & Sons, New York. 384 pp.
- Bailey, R.C. & Byrnes, J. (1990) - A new, old method for assessing measurement error in both univariate and multivariate morphometric studies. *Syst. Biol.*, **39**: 124-130.
- Baillie, S.R.; Marchant, J.H.; Crick, H.Q.P.; Noble, D.G.; Balmer, D.E.; Barimore, C.; Coombes, R.H.; Downie, I.S.; Freeman, S.N.; Joys, A.C.; Leech, D.I.; Raven, M.J.; Robinson, R.A. & Thewlis, R.M. (2007) - Breeding Birds in the Wider Countryside: their conservation status 2007. *BTO Research Report*, **487**. BTO, Thetford. Acedido em Setembro 15, 2010, em <http://www.bto.org/birdtrends2007>
- Baines, D. (1994) - Seasonal differences in habitat selection by black grouse *Tetrao tetrix* in northern Pennines, England. *Ibis*, **136**: 39-43.
- Bakaloudis, D.E.; Vlachos, C.G.; Chatzinikos, E.; Bontzorlos V. & Papakosta, M. (2009) - Breeding habitats preferences of the turtledove (*Streptopelia turtur*) in the Dadia-Soufli National Park and its implications for management. *Eur. J. Wild Res.*, **55**: 597-602.
- Baker, H.; Stroud D.A.; Aebischer, N.J.; Cranswick, P.A.; Gregory, R.D.; McSorley, C.A.; Noble D.G. & Rehfish, M.M. (2006) - Population estimates of birds in Great Britain and the United Kingdom. *British Birds*, **99**: 25-44.
- Baker, K. (1993) - Identification guide to European non passerines. *BTO Guide*, **24**. Thetford, UK: The British Trust for Ornithology. 332 pp.
- Bankovics, A. (2001) - Status of wild pigeons and doves in Hungary. *Cuadernos de Ciencias Naturales*, **16**: 61-70.
- Bankovics, A. (2001a) - The migration of wood pigeon, *Columba palumbus*, and turtle dove, *Streptopelia turtur*, in Hungary. *Cuadernos de Ciencias Naturales*, **16**: 83-93.
- Baptista, L. (1997) - Family *Columbidae* (Pigeons and Doves). In del Hoyo, J.; Elliott A. & Sargatal, J. Eds *Handbook of the Birds of the World*, vol. **4**. Sandgrouse to Cuckoos. Pp: 60-243. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Barbagli, F.; Verri, G. & Violani, C. (1995) - Ibrido selvatico tra *Streptopelia turtur* e *Streptopelia decaocto*. *Rivista italiana di Ornitologia*, **65**: 77-78.
- Barlein, F. (1995) - *Manual of field methods. Revised edition. European-African songbird migraton network*. European Science Foundation. Wilhelmshaven, Germany. 32 pp.
- Barlein, F. (2003) -The study of bird migrations - some future perspectives. *Bird Study*, **50**: 243-253.
- Barone, R. & Delgado, G. (2002) - Observaciones de aves migratorias en Isla de Porto Santo (Archipélago de Madeira), Júlio y Diciembre de 2000. *Rev. Acad. Canar. Cienc.* **XIII** (4): 79-86 (2001).
- Barta, Z.; McNamara, J.M.; Houston, A.I.; Weber, T.P.; Hedenström, A. & Fero, O. (2008) - Optimal moult strategies in migratory birds. *Phil. Trans. R. Soc. B*, **363**: 211-229.
- Baskett, T.S.; Sayre, M.W.; Tomlinson, R.E. & Mirarchi, R.E., (Eds.) (1993) - *Ecology and Management of the Mourning Dove*. Wildlife Management Institute, Roy E. Tomlinson, Stackpole Books. 567 pp.



- Bayliss, J.L.; Simonite, V. & Thompson, S. (2005) - The use of probabilistic habitat suitability models for biodiversity action planning. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **108**: 228-250.
- Bernis, F.; Asensio, B. & Benzal, J. (1985) - Sobre la expansion y ecología de la tortola turca (*Streptopelia decaocto*), con nuevos datos del interior de España. *Ardeola*, **32**(2): 279-294.
- Bertellotti, M.; Tella, J.L.; Godoy, J.A.; Blanco, G.; Forero, M.G.; Donazar, J.A. & Ceballos, O. (2002) - Determining the sex of Magellanic Penguins using molecular procedures and discriminant functions. *Waterbirds*, **25**: 479-484.
- Berthold, P. (2001) - *Bird Migration. A general survey*. 2ª ed. Oxford Ornithology Series, **12**. Oxford University Press. 266 pp.
- Besnard, A.; Novoa, C. & Gimenez, O. (2010) - Hunting impact on the population dynamics of Pyrenean grey partridge *Perdix perdix hispaniensis*. *Wildl Biol.*, **16**: 135-143.
- Bibby, C.J.; Burgess, N.D.; Hill, D.A. & Mustoe, S.H. (2000) - *Bird census techniques*. 2ª ed. Academic Press, London. 299 pp.
- BirdLife International (2004) - *Birds in the European Union: a status assessment*. Wageningen. The Netherlands: BirdLife International. Acedido em Agosto 9, 2012, em [http://www.birdwatchireland.ie/Portals/0/pdfs/BOCC\\_birds\\_in\\_the\\_eu.pdf](http://www.birdwatchireland.ie/Portals/0/pdfs/BOCC_birds_in_the_eu.pdf)
- BirdLife International (2008) - *The BirdLife checklist of the birds of the world, with conservation status and taxonomic sources*. Version 1. Acedido em Agosto 9, 2012, em [http://www.birdlife.org/datazone/species/downloads/BirdLife\\_Checklist\\_Version\\_1.zip](http://www.birdlife.org/datazone/species/downloads/BirdLife_Checklist_Version_1.zip)
- BirdLife International (2012) - *Methodology for bird species recovery planning in the European Union*. Final Report. Contract ENV.B.2./SER/2009/0076r. Scientific and technical assistance supporting the implementation of the Birds Directive. BirdLife International. Acedido em Agosto 12, 2013, em [http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/action\\_plans/docs/final\\_report.pdf](http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/action_plans/docs/final_report.pdf)
- BirdLife International (2015) - *European Red List of Birds*. Luxembourg. Office for Publications of the European Communities. 69 pp.
- Biscaichipy, J.P. (1989) - *Étude comparative de deux espèces de tourterelles: La tourterelle des bois (Streptopelia turtur) et la tourterelle turque (Streptopelia decaocto)*. Thèse Med. Vet. Toulouse. Tou 3, 4109. 39 pp.
- Bjornstad, O. (2009) - *ncf: spatial nonparametric covariance functions*. R package version 1.1-3. Acedido em Abril 20, 2010, em <http://CRAN.R-project.org/package=ncf>
- Bjornstad, O. & Falck, W. (2001) - Nonparametric spatial covariance functions: estimation and testing. *Environ. Ecol. Stat.*, **8**: 53-70.
- Blondel, J. & Aronson, J. (1999) - *Biology and wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press, Oxford. 315 pp.
- Boessneck, J. & Driesch, A. von Den (1980) - Tierknochenfunde aus der sudpanischen hohlen. *Studien uber fruhe tierknochenfunde von der Iberischen Halbinsel*, **7**: 1-83.
- Bonnot, T.W.; Schulz, J.H. & Millspaugh, J.J. (2011) - Factors affecting mourning dove harvest in Missouri. *Wildlife Society Bulletin*, **35**: 76-84.
- Books-Blenden, P.; Basket, T.S. & Sayre, M.W. (1984) - Crop gland activity vs. nesting record for assessing September nesting of mourning doves. *Wild. Bull.*, **12**(4): 376-381.
- Borrow, N. & Demey, R. (2004) - *Birds of Western Africa*. Princeton Field Guides. Christopher Helm, London. 510 pp.
- Bosque, C.; Pacheco, M.A. & Garcia-Amado, M.A. (2004) - The annual cycle of *Columbina* ground-doves in seasonal savannas of Venezuela. *J. Field Ornithol.*, **75**(1): 1-17.
- Both, C.; Bouwhuis, S.; Lessells, C.M. & Visser, M.E. (2006) - Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature*, **441**: 81-83.
- Boukhemza-Zemmouri, N.; Belhamra, M.; Boukhemza, M.; Doumandji, S. & Voisin, J.F. (2008) - Biologie de reproduction de la Tourterelle des bois *Streptopelia turtur arenicola* dans le Nord de l'Algérie. *Alauda*, **76**: 207-222.
- Boutin, J.M. (1998) - *Plan de Gestion Tourterelle des bois, Streptopelia turtur*. Contract n° 97/162/3040/DEB/D2. Office National de la Chasse. Commission Européenne. 78 pp.
- Boutin, J.M. (2001) - Les populations des Columbides nicheurs en France. *Faune sauvage*, Janvier-Février: 26-32.
- Boutin, J.M.; Barbier, L. & Roux, D. (2001) - Suivi des effectifs nicheurs d'Alaudidés, Colombidés et Turdidés en France: le programme ACT. *Alauda*, **69**(1): 53-61.
- Braun, C.E. (Ed.) (2005) - *Techniques for wildlife investigations and management*. Bethesda, Maryland: The Wildlife Society. 974 pp.
- Brickle, N.W. & Peach, W.J. (2004) - The breeding ecology of Reed Buntings *Emberiza schoeniclus* in farmland and wetland habitats in lowland England. *Ibis*, **146** (Suppl. 2): 69-77. Publishing, Ltd.

- Brito, R.S. (2009) - Clima e suas influências. In Julião, R. & Fernandes, J.N. (Coord.). *Atlas de Portugal*. Instituto Geográfico Português. Acedido em Julho 23, 2011, em [http://www.igeo.pt/atlas/Cap1/Cap1d\\_3.html](http://www.igeo.pt/atlas/Cap1/Cap1d_3.html)
- Brooks, T.; Balmford, A.; Burgess, N.; Fjeldså, J.; Hansen, L.A.; Moore, J.; Rahbek, C. & Williams, P. (2001) - Toward a blueprint for conservation in Africa. *BioScience*, **51**: 613-624.
- Brotos, L.; Herrando, S. & Martin, J.L. (2004) - Bird assemblages in forest fragments within Mediterranean mosaics created by wild fires. *Landscape Ecology*, **19**: 663-675.
- Brown, J.H. (1995) - *Macroecology*. University of Chicago Press, Chicago. 270 pp.
- Brown, M.E. (1996) - Assessing body condition in birds. *Current Ornithology*, **13**: 67-136.
- Browne, S.J. & Aebischer, N.J. (2000) - The capture and ringing of Turtle doves. *Ringers' Bulletin*, **10**: 48.
- Browne, S.J. & Aebischer, N.J. (2003) - Habitat use, foraging ecology and diet of turtle doves *Streptopelia turtur*, in Britain. *Ibis*, **145**: 572-582.
- Browne, S.J. & Aebischer, N.J. (2003a) - Temporal changes in migration phenology of turtle doves *Streptopelia turtur* in Britain, based on sightings from coastal bird observatories. *J. Avian Biol.*, **34**: 65-71.
- Browne, S.J. & Aebischer, N.J. (2003b) - Temporal variation in the biometrics of turtle doves *Streptopelia turtur* caught in Britain, between 1956 and 2000. *Ring and migration*, **21**: 203-208.
- Browne, S.J. & Aebischer, N.J. (2004) - Temporal changes in the breeding ecology of European turtle doves *Streptopelia turtur* in Britain, and implications for conservation. *Ibis*, **146**: 125-137.
- Browne, S.J. & Aebischer, N.J. (2005) - Studies of west Palaearctic birds: turtledove. *British Birds*, **98**: 58-72.
- Browne, S.J.; Aebischer, N.J. & Crick, H.Q.P. (2005) - Breeding ecology of turtle doves *Streptopelia turtur* in Britain, during the period 1941-2000: an analysis of BTO nest record cards. *Bird Study*, **52**: 1-9.
- Bruderer, B. & Liechti, F. (1999) - Bird migration across the Mediterranean. In Adams, N. & Slotow, R. (Eds.), *Proc. Int. Ornithol. Congr. Durban 1983-1999*. Johannesburg. Birdlife South Africa. Acedido em Abril 20, 2014, em <http://infonet.vogelwarte.ch/upload/68990488.pdf>
- Brumfield, R.T. (2005) - The Speciation and Biogeography of Birds. *The Condor*, **107**(2): 477-478.
- Bub, H. (1991) - *Bird trapping & bird banding*. Cornell University Press, Hong Kong. 328 pp.
- Bugalho, M.N.; Caldeira, M.C.; Pereira, J.S.; Aronson, J.J. & Pausas, J.G. (2011) - Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Front. Ecol. Environ.*, **9**: 278-286.
- Burfield, I. & van Bommel, F. (2004) - *Birds in Europe. Population Estimates, Trends and Conservation Status*. BirdLife International, Cambridge. 374 pp.
- Buruaga, M.F.; Onrubia, A.; Fernandez-Garcia, J.M.; Campos, M.A.; Canales, F. & Unamuno, J.M. (2012) - Breeding habitat use and conservation status of the turtle dove *Streptopelia turtur* in Northern Spain. *Ardeola*, **59**: 291-300.
- Bustamante, J.; Gaona, P. & Calvo, M. (1988) - Relacion entre factores ambientales y la distribuicion de aves nidificantes en una transicion climatica templado-mediterranea. *Ecologia*, **2**: 257-269.

## C

- Cabral, M.J. (Coord.); Almeida, J.; Almeida, P.R.; Dellinger, T.; Ferrand de Almeida, N.; Oliveira, M.E.; Palmeirim, J.M.; Queiroz, A.L.; Rogado, L. & Santos-Reis, M. (2006) - *Livro vermelho dos vertebrados de Portugal*. 2ª ed. Instituto de conservação da Natureza/ Assírio & Alvim. Lisboa. 660 pp.
- Calladine, J.; Buner, F. & Aebischer, N.J. (1997) - The summer ecology and habitat use of turtle dove *Streptopelia turtur*: a pilot study. *English Nature Research Report*, **219**. Peterborough. 31 pp.
- Calladine, J.; Buner, F. & Aebischer, N.J. (1999) - Temporal variations in singing activity and the detection of turtle doves *Streptopelia turtur*: Implications for surveys. *Bird Study*, **46**: 74-80.
- Calvo, B. & Bolton, M. (1997) - Sexing Shags *Phalacrocorax aristotelis* from external measurements using discriminant analysis. *Ring and Migration*, **18**: 50-56.
- Cambardella, C.A.; Moorman, T.B.; Novak, J.M.; Parkin, T.B.; Karlen, D.L.; Turco, R.F. & Konopka, A.E. (1994) - Field-scale variability of soil properties in Central Iowa Soils. *Soil Science Society of America Journal*, **58**: 1501-1511.
- Campbell, B. & Lack, E. (Eds.) (1985) - *A dictionary of birds*. Vermilion, S.D., Buteo Books. 670 pp.
- Campos, F.; Hernández, M.; Arizaga, J.; Miranda, R. & Amezcua, A. (2005) - Sex differentiation of Corn Buntings *Miliaria calandra* wintering in northern Spain. *Ring and Migration*, **22**: 159-162.
- Camprodón, J. & Brotos, L. (2006) - Effects of undergrowth clearing on the bird communities of the Northwestern Mediterranean Coppice Holm oak forest. *Forest Ecology and Management*, **221**: 72-82.

- Capelo, J.; Mesquita, S.; Costa, J.C.; Ribeiro, S.; Arsénio, P.; Neto, C.; Monteiro, T.; Aguiar, C.; Honrado, J.; Espírito-Santo, M.D. & Lousã, M. (2007) - A methodological approach to potential vegetation modeling using GIS techniques and phytosociological expert-knowledge: application to mainland Portugal. *Phytocoenologia*, **37**(3-4): 399-415.
- Capelo, M.; Borralho, R.; Castro Pereira, D. & Carvalho, J. (1999) - Utilização do habitat por perdizes (*Alectoris rufa*, L.) provenientes de repovoamento. Aplicação da análise composicional. *Silva Lusitana*, **7**: 55-69.
- Cardoso, J.L. & Gomes, M.V. (1996) - Contributo para o estudo das faunas encontradas no poço-cisterna de Silves (séculos XV-XVI). *Xelb. Silves*, **3**: 207-268.
- Carmo, M.F.R. (2005) - *O problema venatório no Alentejo: caça, costumes e tensões sociais (1974-2000)*. I. Doutoramento em História Contemporânea. Faculdade de Letras, Univ. Lisboa. 891 pp.
- Carrascal, L.M. & Diaz, L. (2003) - Asociación entre distribución continental y regional. Análisis con la avifauna forestal y de medios arbolados de la Península Ibérica. *Graellsia*, **59**(2-3): 179-2007.
- Carvalho, M. & Dias, S. (2001) - Análise dos quadros de caça de columbídeos na região de Cape (Guiné-Bissau) – contributo para a sua gestão cinegética. In *Livro de resumos do III Congresso Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*. Pp: 23. SPEA. Castelo Branco.
- Carvalho, M. & Dias, S. (2006) - First records in Guinea Bissau of Adamawa Turtle Dove *Streptopelia hypopyrrha* (Columbidae), with data on morphometrics and body condition. *Ostrich: Journal of African Ornithology*, **77** (1&2): 36-39.
- Carvalho, M.; Palmeirim, J.M.; Rego, F.C.; Sole, N.; Santana, A., & Fa, J.E. (2014) - What motivates hunters to target exotic or endemic species on the island of São Tomé, Gulf of Guinea? *Oryx*, **49**(2): 278-286.
- Casas, F.; Mougeot, F.; Vinuela, J. & Bretagnolle, V. (2009) - Effects of hunting on the behaviour and spatial distribution of farmland birds: importance of hunting-free refuges in agricultural areas. *Animal Conservation*, **12**: 346-354.
- Casement, M.B. (1966) - Migration across the Mediterranean observed by radar. *Ibis*, **198**: 461-491.
- Catry, P.; Costa, H.; Elias, G. & Matias, R. (2010) - *Aves de Portugal. Ornitologia do território Continental*. Assirio & Alvim, Lisboa. 932 pp.
- Cattadori, I.M.; Haydon, D.T.; Thirgood, S.J. & Hudson, P.J. (2003) - Are indirect measures of abundance a useful index of population density? The case of red grouse harvesting. *Oikos*, **100**: 439-446.
- CEABN, ERENA & CBA (2002) - *Evaluation of the effect of the hunting regime on terrestrial vertebrates*. Progress report. Project PRAXIS/C/AGR/11062/1998. Centro de Ecologia Aplicada “Prof. Baeta Neves”, Erena, Lda e Centro de Biologia Ambiental. Lisboa. 39 pp.
- Chadwick, A. (1983) - Endocrinology of reproduction. In *Physiology and behaviour of the pigeon*. (Abs Eds.) London, NY, Academic Press: 55-72.
- Chamberlain, D.E. & Fuller, R.J. (2000) - Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agriculture land-use. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **78**: 1-17.
- Chamberlain, D.E. & Fuller, R.J. (2001) - Contrasting patterns of change in the distribution and abundance of farmland birds in relation to farming system in lowland Britain. *Global Ecology & Biogeography*, **10**: 399-409.
- Chambole, P. (1986) - Prélèvements cynégétiques de tourterelles en France. Saison 1983-1984. *Bulletin Mensuel ONC*, **106**: 7-21.
- Chandler, C.R. & Mulvihill, R.S. (1988) - The use of wing shape indices: an evaluation. *Ornis Scandinavica*, **19**: 212-216.
- Chandler, C.R. & Mulvihill, R.S. (1992) - Effects of age, sex, and fat level on wing loading in Dark-eyed Juncos. *Auk*, **109**: 235-241.
- Cheke, A.S. (2005) - Naming segregates from the *Columba-Streptopelia* pigeons following DNA studies on phylogeny. *Bull. Brit. Ornithol. Club*, **125**: 293-295.
- Cherry, S. (1996) - A comparison of confidence interval methods for habitat use-availability studies. *J. Wildl. Manage.*, **60**: 653-658.
- Cipriano, R. (1999) - *Análise do Panorama Cinegético em Portugal a partir de um questionário aos caçadores*. Relatório do Trabalho de fim de curso de Engenharia Florestal. ISA, UTL. 61pp.
- Clark, C.W. (1990) - *Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of Renewable Resources*. Second Edition. New York, NY, John Wiley & Sons, Inc.. 387 pp
- Clutton-Brock, T.H. (1986) - Sex ratio variation in birds. *Ibis*, **128**: 317-329.
- Comissão Europeia (2008) - *Documento de orientação sobre a caça no âmbito da Directiva 79/409/CEE do Conselho relativa à conservação das aves selvagens “Directiva Aves”*. 102 pp.
- Comolet-Tirman, J.; Siblet, J.F.; Witté, I.; Cadiou, B.; Czajkowski, M.A.; Deceuninck, B.; Jiguet, F.; Landry, F.; Quaintenne, G.; Roché, J.E.; Sarasa, M. & Touroult, J. (2015) - Statuts et tendances des populations

- d'oiseaux nicheurs de France. Bilan simplifié du premier rapportage national au titre de la Directive Oiseaux. *Alauda*, **83**(1): 35-76.
- Cooke, S.J.; Sack, L.; Franklin, C.E.; Farrell, A.P.; Beardall, J.; Wikelski, M. & Chown, S.L. (2013) - What is conservation physiology? Perspectives on an increasingly integrated and essential science. *Conserv. Physiol.*, **1**: 1-23.
- Cooney, R. & Abensperg-Traun, M. (2013) - Raising local community voices: CITES, livelihoods and sustainable use. *RECIEL: Review of European, Comparative & International Environmental Law*, **22**(3): 301-310.
- Cordeiro, M. (1977) - *Um estudo sobre a rola (Streptopelia turtur)*. Relatório Final de curso de Eng. Silvicultor. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa. 23 pp.
- Cordeiro, M.; Tavares, J.; & Santos, E. (2001) - Suivi de la reproduction des Tourterelles des Bois au Portugal Continental. *Naturzale*, **16**: 187-189.
- Costa, C.E. (1963) - *A Caça em Portugal. I e II*. Ed. Estampa, 2ª ed., Lisboa. 865 pp.
- Costa, J.C. Aguiar, C.; Capelo, J.H.; Lousã, M. & Neto, C. (1998) - Biogeografia de Portugal Continental. *Quercetea*, **0**: 5-56.
- Costa, M.; Morla, C. & Sáinz H. (Eds.) (2005) - *Los bosques Ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Editorial Planeta, 4ª ed., Barcelona. 597 pp.
- Coverley's, H.W. (1945) - *Bird notes*. Portugal. 183 pp.
- Cramp, S. (Ed.) (1985) - *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol IV*, Terns to Woodpeckers. Oxford University Press. 913 pp.
- Cresswell, W. (2014) - Migratory connectivity of Palaearctic-African migratory birds and their responses to environmental change: the serial residency hypothesis. *Ibis*, **156**: 493-510.
- Cresswell, W.; Wilson, J.M.; Vickery, J.; Jones, P. & Holt, S. (2007) - Changes in densities of Sahelian bird species in response to recent habitat degradation. *Ostrich*, **78**: 247– 253.
- Crick, H.Q.P. & Jones, P.J. (1992) - The ecology and conservation of Palearctic-African migrants. *Ibis*, **134** (Supplement): 1-132.
- Cuthill, I.C.; Bennett, A.T.D.; Partridge, J.C. & Maier, E.H. (1999) - Plumage reflectance and the objective assessment of avian sexual dichromatism. *American Naturalist*, **153**: 183-200.

## D

- Damm, G.R. (2008) - Recreational trophy hunting: "What do we know and what should we do?" In Baldus, R.D.; Damm, G.R. & Wollscheid, K. (Eds.), *Best Practices in Sustainable Hunting - A Guide to Best Practices from Around the World*. Pp: 5–11. CIC - International Council for Game and Wildlife Conservation.
- Daniel, W.N. (1990) - *Applied non parametric statistics*. 2<sup>nd</sup> Ed. Thom Information Publishing Group, Belmont. 656 pp.
- Dasgupta, N. & Alldredge J.R. (2002) - A single-step method for identifying individual resources. *Journal of Agricultural, Biological & Environmental Statistics*, **7**(2): 2008-2021.
- Davis, D.E. (1947) - Size of bursa of Fabricius compared with ossification of skull and maturity of gonads. *J. Wildl. Manage.*, **11**: 244-251.
- Dawson, A. & Newton, I. (2004) - Use and validation of a molt score index corrected for primary-feather mass. *The Auk*, **121**(12): 372-379.
- De Kort, S.R. & Ten Cate, C. (2004) - Repeated decrease in vocal repertoire size in *Streptopelia* doves. *Animal Behaviour*, **67**: 549-557.
- De la Hera, I.; Pérez-Tris, J. & Tellería, J.L. (2007) - Testing the validity of discriminant function analyses based on bird morphology: the case of migratory and sedentary blackcaps *Sylvia atricapilla* wintering in southern Iberia. *Ardeola*, **54**(1): 81-91.
- Dee Boersma, P. & Davies, E. (1987) - Sexing monomorphic birds by vent measurements. *Auk*, **104**(4): 779-783.
- Desmeth, M. (1980) - Lipid composition of crop-milk. 2. Fatty-acids. *Comp. Bioch. & Phys. B. Bioch. & Molecular Biology*, **66**(1): 135-138.
- Desmeth, M. & Vandeputte-Puma, J. (1980) - Lipid composition of crop-milk. 1 - Totals lipids and lipids classes. *Comp. Bioch. & Phys. B. Bioch. & Molecular Biology*, **66**(1): 129-133.
- Deutsch, C.V. & Journel, A.G. (1992) - *GSLIB: Geostatistical software library and users's guide*. Oxford University Press. New York. 340 pp.
- Devort, M.; Trolliet, B. & Veiga, J. (1988) - Sur la migration postnuptiale de la tourterelle des bois en Gironde. *Gibier Faune Sauvage*, **5**: 61-70.



- Devort, M. & Veiga, J. (1984) - Tourterelles du Medoc. *Connaissance de la Chasse*, **47**(101): 46-49.
- Dias, J.J.A. (Ed.) (1998) - *Chancelarias Portuguesas - D. Duarte. 1433-1435*. Vol. I, tomo 1, Lisboa: Centro de Estudos Históricos, Universidade Nova de Lisboa. 598 pp.
- Dias, S. (1996) - The turtle dove *Streptopelia turtur* in Portugal: a study plan for a vulnerable game bird. *Proceedings of O.M.P.O Seminar "From research to action plans. Conservation and management of migratory birds in the Western Palaearctic by the year 2000"*. Pp: 153-163. Bolonha.
- Dias, S. & Fontoura, A.P. (1996) - A alimentação estival da rola-brava no sul de Portugal. *In Actas do II Congresso Ibérico de Ciências Cinegéticas. Revista Florestal*, **9**(1): 227-241.
- Dias, S. & Fontoura, A.P. (1996a) - O desenvolvimento glandular do papo como indicador da actividade reprodutora da rola-brava (*Streptopelia turtur*) durante o período cinegético. Resultados preliminares. *In* Farinha, J.C., Almeida, J. & Costa, H. (Eds.) *Actas do I Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*. Pp: 24-26. SPEA.
- Dias, S. & Fontoura, P. (1999) - Breeding habitat selection by turtle doves (*Streptopelia turtur*) in southern Portugal. Livro de resumos do *XXIV Congress of International Union of Game Biologists*: Pp: 34. Thessaloniki, Grécia.
- Dias, S.; Moreira, F.; Beja, P.; Carvalho, M.; Reino, L.; Gordinho, L.; Rodrigues, M.; Borralho, R.; Rego, F. & Gonçalves, D. (2003) - Relative abundance and distribution pattern of Turtle dove (*Streptopelia turtur*) in Portugal. Implications for game management. *Livro de resumos do XXVth International Congress of the IUGB "Integrating wildlife with people"*. Pp: 35. IUGB, Braga.
- Dias, S.; Pereira, A. & Fontoura, P. (1996) -The art of capturing doves: the past and the future of a traditional Portuguese technique. *Proceedings of XXII IUGB Congress "The Game and the Man"*. Pp: 367-372. IUGB, Sofia, Bulgaria.
- Dias, S. & Rocha, P. (1999) - Monitorização das populações de rolas (*Streptopelia turtur*) no Parque Natural do Vale do Guadiana. *In* Beja, P.; Catry, P. & Moreira, F. (Eds.). *Actas do II Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*. Pp: 44-45. SPEA.
- Diogo, V. & Koomen, E. (2010) - Explaining land-use change in Portugal 1990-2000. *13th AGILE International Conference on Geographic Information Science*. Pp: 1-11. Guimarães, Portugal.
- Dolton, D.D.; Holmes, R.D. & Smith, G.W. (2001) - *Mourning dove breeding populations' status, 2001*. U.S. Fish and Wildlife Service, Laurel, Maryland. 32 pp.
- Dolton, D.D. & Rau, R.D. (2005) - *Mourning dove breeding population status, 2005*. U.S. Fish and Wildlife Service, Laurel. 19 pp.
- Donald, P.F.; Sanderson, F.J.; Burnfield, I. & Bommel, F.P.J. (2006) - Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **116**: 189-196.
- Dubois, M.C. (2002) - *Contribution a l'étude de la tourterelle des bois (Streptopelia turtur): biologie, zoologie, chasse*. Thèse pour obtenir le grade de docteur vétérinaire. Ecole Nationale Vétérinaire Toulouse. 133 pp.
- Dunn, J.C. & Morris, A.J. (2012) - Which features of UK farmland are important in retaining territories of the rapidly declining Turtledove *Streptopelia turtur*? *Bird Study*, **59**: 394-402.
- Dunn, J.C.; Morris, A.J & Grice, P.V. (2015) - Testing bespoke management of foraging habitat for European Turtle Doves *Streptopelia turtur*. *Journal of Nature Conservation*, **25**: 23-34.

## E

- Eason, D.; Cree, A.; Halverson, J. & Lambert, D.M. (2001) - A comparison of five methods for assignment of sex in the Takahe *Porphyrio mantelli*. *Journal of Zoology*, **253**: 281-292.
- Eaton, M.A.; Brown, A.F.; Noble, D.G.; Musgrove, A.J.; Hearn, R.D.; Aebischer, N. J.; Gibbons, D.W.; Evans, A. & Gregory R.D. (2009) - Birds of Conservation Concern 3. The population status of birds in the United Kingdom, Channel Islands and Isle of Man. *British Birds*, **102**: 296-341.
- Edgington, D.G. (1989) - Behavioural and morphological sexing of the Humboldt Penguin *Spheniscus humboldti*. *Spheniscid Penguin Newsletter*, **1**: 14-20.
- Eglington, S.M. & Pearce-Higgins, J.W. (2012) - Disentangling the relative importance of changes in climate and land-use intensity in driving recent bird population trends. *PLoS ONE*, **7**(3): e30407.
- El Mastour, A. (1988) - La Tourterelle des bois (*Streptopelia turtur*). Biologie, écologie et législation de sa chasse au Maroc. *B.M. O.N.C.*, **127**: 43-45.
- Elbanak, A ; El Alami, M.; Dakki, M. & Sehhar, E.A. (2007) - Phénologie de la migration et de la reproduction de la Tourterelle des bois (*Streptopelia turtur*) dans la zone humide Khnichate (Nord-Ouest du Maroc). *IV<sup>èmes</sup> Journées Nationales de Biodiversité*. Pp: 115-116. Tétouan, Maroc.

- Elorza, M. (1990) - Restos de Aves en los yacimientos prehistóricos vascos. Estudios realizados. *Munibe*, **42**: 263-267.
- Ensler, H.G.L. (1985) - Estimation and comparison of function of daily nest survival probabilities using the Mayfield method. In Morgan, B.J.T. & North, P.M (Eds.). *Statistics in Ornithology*. Pp: 289-301. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Equipa Atlas (Eds.) (2008) - *Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005)*. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Parque Natural da Madeira e Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Assírio & Alvim, Lisboa. 590 pp.
- Eraud, C.; Boutin, J.M., Rivière, M.; Brun, J.; Barbraud, C. & Lormé, H. (2009) - Survival of turtledoves *Streptopelia turtur* in relation to western Africa environmental conditions. *Ibis*, **151**: 186-190.
- Eraud, C. & Lormée, H. (2015) – Turtle dove traking and survey by ONCFS Station de Chizé. Updated 20 May 2014, RT6 European Turtle Doves as a case study: how to conserve a declining species of hunting interest? *EOU2015, European ornithologist Union Conference Badajoz*, 24-28 Agosto.
- Eraud, C.; Rivière, M.; Lormée, H; Fox, J.W; Ducamp, J.J. & Boutin, J.M. (2013) - Migration Routes and Staging Areas of Trans-Saharan Turtle Doves Appraised from Light-Level Geolocators. *PLoS ONE*, **8**(3): e59396.
- Espírito Santo, F. (Coord.) (2005) - *Caracterização climática 2004*. Instituto de Meteorologia. 19 pp.
- ESRI (2005) - *ArcGis 9.1* - Environmental Systems Research Institute Redlands, California. Acedido em Junho, 23, 2006 em <http://www.esri.com/>

## F

- Faaborg, J.R. (2002) - *Saving migrant birds: developing strategies for the future*. 1ª ed. The Corrie Herring Hooks Series, **55**. 226 pp.
- Farina, A. (1997) - Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agro-ecosystem. *Landscape Ecology*, **12**: 365-378.
- Fedynich, A.M.; Colson, W.C.; Hewitt, D.G.; Kremer, S.R. & Mason, C.D. (2013) - Pilot study for aging classification criteria of fledged juvenile eastern white-winged doves. *J. Fish Wildl. Manag.* **4**(2): 290–297; e1944-687X.
- Feith, H. (Coord.) (2011) - *Projecto Chegadas - relatório 2011*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves. Lisboa. 49 pp.
- Feith, H. (Coord.) (2013) - *Projeto Chegadas - Relatório 2012*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves. Lisboa. 12 pp.
- Feranec, J.; Jaffrain, G.; Soukup, T. & Hazeu, G. (2010) - Determining changes and flows in European landscapes 1990–2000 using CORINE land cover data. *Appl. Geogr.*, **30**: 19-35.
- Fernandes, E. (1999) - *Estudo eto-ecológico da rola-brava, Streptopelia turtur*. Relatório de estágio profissionalizante. FCUP. 39 pp.
- Fernandez, L. & Camacho, M. (1989) - *Determinación del status de la tortola comun Streptopelia turtur*. Informe final inédito par ICONA. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Servicio de Vida Silvestre. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 33 pp.
- Fernandes, P. & Rigolot, E. (2007) - The fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecol. Manag.*, **241**: 1-13.
- Ferrando, R.; Wolter, R.; Foulon, C. & Morice, M. (1971) - Le lait du pigeon. *Annales de la Nutrition et de l'alimentation*, **25**(3): 241-255.
- Fiedler, W. (2003) - Recent changes in migratory behaviour of birds: a compilation of field observations and ringing data. In Berthold, P., Gwinner, E. & Sonnenschein, E. (Eds.) *Avian Migration*. Pp: 21-38. Springer, Berlin.
- Figuerola, J.; Senar, J.C. & Pascual, J. (1999) - The use of a colorimeter in field studies of Blue Tit *Parus caeruleus* coloration. *Ardea*, **87**(2): 269-275.
- Fisher, A.; Sandström, C.; Delibes-Mateos, M.; Arroyod, B.; Tadie, D.; Randall, D.; Hailu, F.; Lowassa, A.; Msuha, M.; Kereži, V.; Reljić, S.; Linnell, J. & Majić, A. (2013) - On the multifunctionality of hunting - an institutional analysis of eight cases from Europe and Africa. *Journal of Environmental Planning and Management*, **56**(4): 531-552.
- Fletcher, M.R. (1979) – Aggression by Collared doves *Streptopelia decaocto* to Turtle doves *Streptopelia turtur*. *British Birds*, **72** (7): 346.
- Fontoura, A.P. (1996) - Importância sócio-económica da caça em Portugal. *Actas do 1º Workshop sobre biologia da caça*. Pp: 95-99. Porto.
- Fontoura, A.P. (Coord.) (2004) – *Avaliação das tendências populacionais, cronologia migratória, sucesso reprodutor e definição de períodos de dependência de algumas espécies de aves cinegéticas: a rola-*

- brava, *Streptopelia turtur*. Relatório Final. Protocolo de colaboração CECA-ICETA/UP e DGF (policopiado). 84 pp.
- Fontoura, A.P. (2005) – Contributos para a elaboração de um plano de gestão e conservação da rola brava (*Streptopelia turtur*) em Portugal. *Turcaça*, **5**: 48-54.
- Fontoura, A.P. & Dias, S. (1996) - Productivity of a turtle dove (*Streptopelia turtur*) population in the northwest of Portugal. In Botev, N. (Ed.). The game and the man. *Proceedings of XXII Congress of the IUGB*. Pp: 1-7. Sofia, Bulgária.
- Fontoura, A.P.; Fernandes, E.; Gonçalves, D. & Dias, S. (1999) - A estrutura da população de rola-brava *Streptopelia turtur* em Portugal. In Beja, P.; Catry, P. & Moreira, F. (Eds.). *Actas do II Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*. Pp: 65-66. SPEA.
- Freeman, S. & Jackson, W.M. (1990) - Univariate metrics are not adequate to measure avian body size. *Auk*, **107**: 69-74.
- Fridolfsson, A.K. & Ellegren, H. (1999) - A simple and universal method for molecular sexing of non-ratite birds. *Journal of Avian Biology*, **30**: 116-121.
- Fuller, R.J. (2012) - The bird and its habitats: an overview of concepts. In Fuller, R.J. (Ed.) *Birds and habitat: relationships in changing landscape*. Pp: 3-36. Cambridge University Press.
- Fuller, R.J. & Langslow, D.R. (1984) - Estimating numbers of birds by point counts: how long should counts last? *Bird Study*, **31**: 195-202.
- Fuller, R.M.; Devereux, B.; Gillings, S.; Amable, G. & Hill, R.A. (2005) – Indices of bird-habitat preference from field surveys of birds and remote sensing of land cover: a study of South-eastern England with wider implications for conservation biodiversity assessment. *Global Ecology & Biogeography*, **14**(3): 223-239.

## G

- G.E.R.E.A. (1987) - *Contribution à la connaissance de la tourterelle des bois en Gironde: migration et nidification*. Université de Bordeaux. Ministère de L'environnement. 21 pp.
- Gaillard, G.M.; Hebblewhite, M.; Loison, A.; Fuller, M.; Powell, R.; Basille, M. & van Moorter, B. (2010) - Habitat-performance relationships: finding the right metric at a given spatial scale. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **365** (1550): 2255-2265.
- Gaizarain, J.A. (1996) - Selección de habitat de la avifauna en una comarca agrícola del Alto Valle del Ebro (Norte de España). *Munibe (Ciencias Naturales)*, **48**: 3-16.
- Galvão, H.; Cruz, F. & Montês, A. (1943) - *A caça no império português*. Vol. I. 322 pp.
- Gama, L.A. (1866) - *Resumo da Caça Ordinária. Poesia e Siencia do Caçador Rustico*. Lisboa. Typografia da Gazeta de Portugal. 84 pp.
- Garcia-del-Rey, E. & Gosler, A.G. (2005) - Biometrics, ageing, sexing and moult of the Blue Chaffinch *Fringilla teydea teydea* on Tenerife (Canary Islands). *Ringling & Migration*, **22**: 177-184.
- Garrido, J.L. (2006) - Porque temos menos codornizes e rolas? *Caça e Cães de Caça*, **104** (Junho): 16-19.
- Garrigues, R.; Ferrand, Y.; Anselme, M. & Tayalay, G. (1989) - La couleur des pattes: un critère d'age chez la tourterelle a queue carré (*Zenaida a. aurita*). *Gibier Faune Sauvage*, **6**(9): 315-319.
- Garrigues, R.; Scherrer, B.; Ferrand, Y.; Anselme, M. & Tayalay, G. (1991) - L'activité sécrétrice du jabot: un indicateur do statut parental chez la tourterelle a queue carré (*Zenaida a. aurita*). *Gibier Faune Sauvage*, **8**: 149-160.
- Garrigues, R.; Térouanne, É.; Reudet, D.; Anselme, M. & Tayalay, G. (2003) - Effect of a delayed hunting season on the reproductive phenology of the Zenaida dove (*Zenaida a. aurita*) in the West Indies. *Game and Wildlife Science*, **20**(4): 241-257.
- Garshelis, D.L. (2000). - Delusions in Habitat Evaluation: Measuring Use, Selection, and Importance. In Boitani, L. & Fuller, T.K. (Eds.) *Research Techniques In Animal Ecology: Controversies And Consequences*. Pp: 111-164. Columbia University Press, New York.
- Génard, M. (1989) - Contribution à la connaissance de la Tourterelle des bois (*Streptopelia turtur* L.) en Gironde (France): migration et nidification. *Nos Oiseaux*, **40**: 11-24.
- Genovart, M.; Mcminn, M. & Bowler, D. (2003) - A discriminant function for predicting sex in the Balearic Shearwater. *Waterbirds*, **26**: 72-76.
- Gibbs, D.; Barnes, E. & Cox, J. (2001) - *Streptopelia*. In Collar, N. (Ed.) *Pigeons and Doves*. Pp: 240-243. Pica Press, Haarlem, Netherlands.
- Gibson, R.B. (2006) - Beyond the pillars: sustainability assessment as a framework for effective integration of social, economic and ecological considerations in significant decision-making. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, **8**(3): 259-280.
- Gil, A. (2005) - *Plano de Gestão da Zona de Protecção especial Pico da Vara/Ribeira de S. Guilherme*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa. 101 pp.



- Giles, R.H. (1978) - *Wildlife management*. W.H. Freeman and Company, San Francisco. 416 pp.
- Gill, F.B. (1990) - *Ornithology*. W.H. Freeman. New York. 660 pp.
- Gillespie, M.J.; Stanley, D.; Chen, H.; Donald, J.A.; Nicholas, K.R.; Moore, R.J. & Crowley, T.M. (2012) - Functional similarities between pigeon 'milk' and mammalian milk: induction of immune gene expression and modification of the microbiota. *PLoS ONE*, **7**: e48363.
- Ginn, H.B. & Melville, D.S. (1983) - *Moult in birds*. BTO Guide 19. BTO, Tring, UK. 112 pp.
- Glantz, S.A. & Slinker, B.K. (1990) - *Primer of applied regression and analysis of variance*. MacGraw-Hill, New York. 777 pp.
- Glutz von Blotzheim, U.N. & Bauer, K.M. (1980) - *Handbuch der vogel Mitteleuropas, Band 9 – Columbiformes, Piciformes*. Pp. 123-167. Aulaverg, Wiesbaden.
- Gomes, M.V. (2002) - *Silves (Xelb) - Uma Cidade do Gharb Al-Andalus: território e cultura*. Lisboa, Instituto Português de Arqueologia. *Trabalhos de Arqueologia*, **23**. 164 pp.
- Gonçalves, D. (2003) - *Avaliação do estatuto eto-fisiológico na codorniz (Coturnix c. coturnix) durante o Outono em Portugal*. Tese de doutoramento, FCUP. 204 pp.
- Goodwin, D. (1983) - *Pigeons and Doves of the World*, 3ª ed. Cornell University Press, Ithaca, New York. 446 pp.
- Goovaerts, P. (1997) - *Geostatistics for natural resources evaluation*. Oxford University Press, New York. 483 pp.
- Gordo, O. (2007) - Why are bird migration dates shifting? A review of weather and climate effects on avian migratory phenology. *Climate Research*, **35**: 37-58.
- Green, A.J. (2001) - Mass/length residuals: measures of body condition or generators of spurious results? *Ecology*, **82**(5): 1473-1483.
- Green, P.T. & Theobald, C.M. (1989) - Sexing birds by discriminant analysis: further considerations. *Ibis*, **131**: 442-447.
- Gregory, R.D.; Noble, D.G & Custance, J. (2004) - The state of play of farmland birds: population trends and conservation status of lowland farmland birds in the United Kingdom. *Ibis*, **146**(2):1-13.
- Gregory, R.D. & van Strien, A. (2010) - Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithological Science*, **9**: 3-22.
- Gregory, R.D.; Willis, S.G.; Jiguet, F.; Vorisek, P.; Klvanova, A.; van Strien, A; Huntley, B.; Collingham, Y.C.; Couvet, D. & Green, R.E. (2009) - An Indicator of the Impact of Climatic Change on European Bird Populations. *PLoS ONE*, **4**(3): e4678.
- Griffiths, R.; Double, M.; Orr, K. & Dawson, R. (1998) - A simple DNA test to sex most birds. *Molecular Ecology*, **7**: 1071-1076.
- Gutiérrez, J.E. (2001) - Les populations de tourterelles des bois en Andalousie. *Faune Sauvage*, **253**: 36-43.
- Gutiérrez-Expósito, C.; Ramírez, F.; Afán, I.; Forero, M.G. & Hobson, K.A. (2015) - Toward a Deuterium Feather Isoscape for Sub-Saharan Africa: Progress, Challenges and the Path Ahead. *PLoS ONE*, **10**(9): e0135938.

## H

- Haas, G.H. & Amend, S.R. (1976) - Aging immature doves by primary feather molt. *J. Wildl. Manage.*, **40**: 575-578.
- Haas, G.H. & Amend, S.R. (1979) - Primary feather molt of adult mourning doves in North and South Carolina. *J. Wildl. Manage.*, **43**: 202-207.
- Hahn, S.; Bauer, S. & Liechti, F. (2009) - The natural link between Europe and Africa - 2.1 billion birds on migration. *Oikos*, **118**: 624-626.
- Hanane, S. (2009) - Variabilité spatio-temporelle des âges ratios chez la Tourterelle des bois *Streptopelia turtur* dans les plaines du Souss et du Tadla (Maroc). *Go-South Bull.*, **6**: 124-127.
- Hanane, S. (2012) - Do age and type of plantings affect turtle dove *Streptopelia turtur* nest placement in olive agro-ecosystems? *Ethol. Ecol. Evol.*, **24**: 284-293.
- Hanane, S. (2014) - Plasticity in nest placement of the Turtle Dove (*Streptopelia turtur*): experimental evidence from Moroccan agroecosystems. *Avian Biology Research*, **7**(2): 65-422.
- Hanane, S. (2015) - Nest-niche differentiation in two sympatric *Streptopelia* species from a North African agricultural area: the role of human presence. *Ecological Research*, (in press).
- Hanane, S. & Baâmal, L. (2011) - Are Moroccan fruit orchards suitable breeding habitats for Turtle Doves *Streptopelia turtur*? *Bird Study*, **58**: 57-67.

- Hanane, S.; Bergier, P. & Thévenot, M. (2011) - La reproduction de la Tourterelle maillée *Streptopelia senegalensis* dans la plaine de Tadla (Maroc Central): analyse comparée avec la Tourterelle des bois *Streptopelia turtur*. *Alauda*, **79**(1): 17-28.
- Hanane, S. & Maghnouj, M. (2005) - Biologie de reproduction de la tourterelle des bois *Streptopelia turtur* dans le périmètre irrigué du Haouz (Marrakech – Maroc). *Alauda*, **73**(3): 183-194.
- Hansen, L.A.; Fjeldså, J.; Burgess, N.D. & Rahbek, C. (2007) - *One degree resolution databases of the distribution of birds in Sub-Saharan Africa*. On-line data source; Zoological Museum, University of Copenhagen, Denmark.
- Harder, J.D. & Kirkpatrick, R.L. (1994) - Physiological methods in wildlife research. In Bookhout, T.A., (Ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats*. Pp: 275-306. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.
- Harrison, P.A.; Vanhinsbergh, D.P.; Fuller, R.J. & Berry, P.M. (2003) - Modelling climate change impacts on the distribution of breeding birds in Britain and Ireland. *J. Nat. Conserv.*, **11**: 31-42.
- Hayslette, S.E. & Mirarchi, R.E. (2002) - Mourning doves and salt: is there an attraction? *J. Wild. Manage.*, **66**(2): 425-432.
- Hazler, K.R. (2004) - Mayfield logistic regression: a practical approach for the analysis of nest survival. *Auk*, **121**: 707-716.
- Heisey, D.M. & Fuller, T.K. (1985) - Evaluation of survival and cause-specific mortality rates using telemetry data. *J. Wildl. Manage.*, **49**: 668-674.
- Heldbjerg, H. & Fox, T.(A.D.) (2008) - Long-term population declines in Danish trans-Saharan migrant birds: Capsule Long-distance migrant birds show less favourable trends than sedentary/short-distance species. *Bird Study*, **55**: 267-279.
- Helm, B. & Albercht, H. (2000) - Human handedness causes directional asymmetry in avian wing length measurements. *Animal Behaviour*, **60**: 899-902.
- Hensler, G.L. & Nichols, J.D. (1981) - The Mayfield method of estimating nesting success: A model, estimators and simulation results. *Wilson Bull.*, **93**(1): 42-53.
- Hepp, G.R.; Blohm, R.J.; Reynolds, R.E.; Hines, J.E. & Nichols, J.D. (1986) - Physiological condition of autumn-banded mallards and its relationship to hunting vulnerability. *J. Wildl. Manage.*, **50**(2): 177-183.
- Hermant, D. (1993) - *Habitats de reproduction de Columbides et des Turdides*. These de la Université de Bourgogne. 104 pp.
- Hermant, D. & Frochot, B. (1997) - Habitat de reproduction et densité de *Turdinae* et de *Columbidae* en Côte-D'Or. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl.*, **14**: 49-64.
- Hernández, M.Á.; Campos, F.; Martín, R. & Santamaría, T. (2011) - *Usefulness of biometrics to analyse some ecological features of birds. Biometrics: unique and diverse applications in nature, science, and technology*. Acedido em Março 15, 2012, em <http://www.intechopen.com/books/biometricsuniqueand-diverse-applications-in-nature-science-and-technology/usefulness-of-biometrics-to-analyse-some-ecological-features-of-birds>
- Hernandez Carrasquilha, F. (1993) - Catalogo Provisional de los yacimientos con aves del cuaternario de la Peninsula Iberica. *Archaeofauna*, **2**: 231-275.
- Herrando, S.V. (2001) - *Habitat disturbance in Mediterranean landscapes: Effects of fire and fragmentation on birds*. Tesi doctoral Facultat de Biologia. Barcelona. 123 pp.
- Hidalgo, S.J. & Rocha, G. (2001) - Valoración de la presión cinegética sobre la Tórtola Común en Extremadura. In Bea, A. & Fernández, J.M. (Eds.): *Biología y gestión de colúmbidos silvestres. II Coloquio Internacional. Naturzale. Cuadernos de Ciencias Naturales*, **16**: 157-171.
- Hill, D. (1992) - *Assessment of the population dynamics of Turtle Dove (Streptopelia turtur) in EC countries* - Report DGXI. 12 pp.
- Hilton, G. (2006) - *Censo de Aves Comuns em Portugal. Dados preliminares de 2004 e 2005*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa. 15 pp.
- Hines, J.E.; Boulinier, T.; Nichols, J.D.; Sauer, J.R. & Pollock, K.H. (1999) COMDYN: software to study the dynamics of animal communities using a capture-recapture approach. *Bird Study*, **46**(suppl.): S 209-217.
- Hirons, G.J.; Hardy, A.R. & Stanley, P.I. (1984) - Body weight, gonad development and moult of the Tawny Owl *Strix aluco*. *Journal of Zoology* (London), **220**: 145-164.
- Holling, C.S. (1978) - *Adaptive environmental assessment and management*. Wiley, Chichester. 377 pp.
- Hongell, H. & Saari, L. (1983) - A mixed pair of Collared dove *Streptopelia decaocto* and Turtle dove *Streptopelia turtur* in Kokkola, W. Finland, in 1978-79. *Ornis Fennica*, **60**(2): 61-62.
- Hosmer, D.W. & Lemeshow, S. (2000) - *Applied logistic regression*. 2<sup>nd</sup>. Edition. Wiley, New York. 307 pp.
- Hudson, P.J. (1992) - *Grouse in Space and Time: The Population Biology of a Managed Gamebird*. Fordingbridge: The Game Conservancy Ltd.. 225 pp.
- Hunt, L.N. (2013) - Using human-dimensions research to reduce implementation uncertainty for wildlife

management: a case of moose (*Alces alces*) hunting in northern Ontario, Canada. *Wildlife Research*, **40**(1): 61-69.

Huntley, B.; Green, R.E.; Collingham, Y.C. & Willis, S.G. (2007) - *Climatic Atlas of European breeding birds*. Durham University, The RSPB and Lynx Editions, Barcelona. 519 pp.

## I

IA (2003) - *Atlas do Ambiente digital*. Instituto do Ambiente. Acedido em Outubro 2, 2010, em [www.ambiente.pt/atlas/est/index.jsp](http://www.ambiente.pt/atlas/est/index.jsp).

ICNF (2013) - *Áreas dos usos do solo e das espécies florestais de Portugal continental. Resultados preliminares*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa, [pdf]. 34 pp.

IF (1996) - *A mecânica da caça em Portugal*. Relat. Interno. Instituto Florestal. 20 pp.

IGP (2003) - *COS'90 - Carta de Ocupação do Solo de Portugal Continental*. Esc. 1:25.000. Instituto Geográfico Português, Lisboa. Disponível em <http://www.igeo.pt/produtos/CEGIG/COS.htm>

Isaaks, E.H. & Srivastava, R.M. (1989) - *An Introduction to applied geostatistics*. Oxford University Press, Oxford. 561 pp.

Isidoro, A.F. (1964) - Notas sobre a migração das rolas na reserva Ornitológica de Mindelo (Vila do Conde). *Anais da Faculdade de Ciências do Porto*, **XLVI** (sep.): 7 pp.

Isidoro, A.F. (1979-1980) - Dez anos de anilhagem de aves na Reserva Ornitológica do Mindelo (1967-1976). *Cyanopica*, **2**(2): 17-56.

IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-3. Acedido em Novembro 6, 2015, em [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)

## J

Jacobson, C.A. & Decker, D.J. (2006) - Ensuring the future of state wildlife management: understanding challenges for institutional change. *Wildlife Society Bulletin*, **34**: 531-536.

Jakob, E.M.; Marshall, S.D. & Uetz, G.W. (1996) - Estimating fitness: a comparison of body condition indices. *Oikos*, **77**: 61-67.

Jarry, G. (1994) - Tourterelle des bois. In Yeatman-Berthelot D. & Jarry G. (Eds.). *Nouvel Atlas des oiseaux nicheurs de France. 1985-1989*. Pp: 376. Société Ornithologique de France, Paris.

Jarry, G. (1997) - *Streptopelia turtur*. In Hagemerijer, W. & Blair, M. (Eds.). *The EBCC Atlas of European Breeding Birds*, Pp: 390-391. T & A D Poyser Ltd, London, England.

Jennings, M.D. (1995) - Gap Analysis Today: A Confluence of Biology, Ecology, and Geography for Management of Biological Resources. *Wildlife Society Bulletin*, **23**(4): 658-662.

Jiguet, F. (2009) - *Les résultats nationaux du programme STOC de 1989 à 2008*. Acedido em Abril 17, 2012, em [www2.mnhn.fr/vigie-nature](http://www2.mnhn.fr/vigie-nature)

Jiménez, R.; Hodar, J.A. & Camacho, I. (1992) - La alimentación de la tortola comun (*Streptopelia turtur*) en el sur de Espana. *Gibier Faune Sauvage*, **9**: 119-126.

Johansson, O.C. & Blomqvist, D. (1996). Habitat selection and diet of Lapwing *Vanellus vanellus* chicks on coastal farmland in S.W. Sweden. *J. Appl. Ecol.*, **33**: 1030-1040.

Johnson, D.H. (1979) - Estimating nest success: the Mayfield method and an alternative. *Auk*, **96**: 651-661.

Johnson, D.H. (1980) - The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, **61**: 65-71.

Johnson, F.A. (2011) - Learning and adaptation in the management of waterfowl harvests. *Journal of Environmental Management*, **92**(5): 1385-1394.

Johnson, K.; de Kort, S.; Dinwoodey, K. ; Mateman, A.C.; Ten Cate, C.I.; Lessells, C.M. & Clayton, D.H. (2001) - A molecular phylogeny of the dove genera *Streptopelia* and *Columba*. *The Auk*, **118**(4): 874-887.

Johnston, K.; Ver Hoef, J. M.; Krivoruchko, K. & Lucas, N. (2003) - *ArcGis 9. Using ArcGis Geostatistical analyst*. GIS by ESRI. USA. Acedido em Agosto 10, 2006, em [http://dusk2.geo.orst.edu/gis/geostat\\_analyst.pdf](http://dusk2.geo.orst.edu/gis/geostat_analyst.pdf)

## K

- Kafi, F.; Hanane, S.; Bensouilah, T.; Zeraoula, A.; Brahmia, H. & Houhamdi, M. (2015) - Les facteurs déterminants le succès de reproduction de la Tourterelle des bois (*Streptopelia turtur*) dans un milieu agricole Nord-Africain. *Revue d'Écologie (Terre Vie)*, **70** (3): 271-279.
- Kaiser, A. (1993) - A new multicategory classification of subcutaneous fat deposits of songbirds. *Journal of Field Ornithology*, **64**: 246-255.
- Kendall, R.J. & Scanlon, P.F. (1979) - Lead concentrations in Mourning Doves collected from middle Atlantic game management areas. *Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies*, **33**:165-172.
- Kendall, R.J. & Scanlon, P.F. (1982) - Tissue lead concentrations and blood characteristics of Mourning Doves from southwestern Virginia. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **11**: 269-272.
- Kerus, V. & Racinskis, E. (2008) - The second Latvian Breeding Bird Atlas 2000–2004: preliminary results. *Revista Catalana d'Ornitologia*, **24**:100-106.
- King, J. & Farner, D. (1965) - Studies on fat deposition in migratory birds. *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, **131**: 422-440.
- Kirby, J.S.; Stattersfield, A.J.; Butchart, S.H.M; Evans, M.I.; Grimmett, R.F.A.; Jones, V.R.; O'Sullivan, J.; Tucker, G.M. & Newton, I. (2008) - Key conservation issues for migratory land- and waterbird species on the world's major flyways. *Bird Conservation International*, **18**: S49-S73.
- Kirkpatrick, R. (1980) - Physiological indices in wildlife management. In Sanford, D. Schemnitz (Ed.). *Wildlife management techniques manual*, 4<sup>a</sup> ed.. Pp: 99-112. The Wildlife Society, Washington D.C.
- Knudsen, E.; Lindén, A.; Both, C.; Jonzén, N.; Pulido, F.; Saino, N.; Sutherland, W.J.; Bach, L.A.; Coppack, T.; Ergon, T.; Gienapp, P.; Gill, J.A.; Gordo, O.; Hedenström, A.; Lehikoinen, E.; Marra, P.P.; Møller, A.P.; Nilsson, A.L.K.; Péron, G.; Ranta, E.; Rubolini, D.; Sparks, T.H; Spina, F.; Studds, C.E.; Sæther, S.A.; Tryjanowski, P. & Stenseth, N.C. (2011) - Challenging claims in the study of migratory birds and climate change. *Biological Reviews*, **86**: 928-946.
- Kokko, H. (2001) - Optimal and suboptimal use of compensatory responses to harvesting: timing of hunting as an example. *Wildlife Biology*, **7**(3): 141-150.
- Kristan, W.B. (2006) - Sources and expectations for hierarchical structure in bird-habitat selection for birds. *Condor*, **108**: 5-12.
- Kroll, A. J. & Haufler, J.B. (2009) - Age and clutch size variation in Dusky Flycatcher nest survival, *J. Ornithol.*, **150**: 409–417.
- Kuppers, H. (1996) - *Atlas de los colores*. Blume, Barcelona. 1614 pp.

## L

- Labocha, M.K. & Hayes J.H. (2012) – Morphometric índices of body condition in birds: a review. *J. Ornithol.*, **153**:1-22.
- Lambert, M. (1987) - Accouplement d'une tourterelle de bois (*Streptopelia turtur*) e d'une tourterelle turque (*Streptopelia decaocto*). *Aves*, **24**: 151-152.
- Landin, P.M.B. & Sturaro, J.R. (2002) - *Krigagem indicativa aplicada à elaboração de mapas probabilísticos de riscos*. DGA, IGCE, UNESP/Rio Claro, Lab. Geomatemática, Texto Didático 06. 19 pp. Acedido em Maio 20, 2007, em [www.rc.unesp.br/igce/aplicada/textodi.html](http://www.rc.unesp.br/igce/aplicada/textodi.html)
- Landis, J.R. & Koch, G.G. (1977) - The measurements of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, **33**: 159-174.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998) - *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam. 852 pp.
- Lennon, R.J.; Dunn, J.C.; Stockdale, J.E.; Goodman, S.J.; Morris, A.J. & Hamer, K.C. (2013) - Trichomonad parasite infection in four species of Columbidae in the UK. *Parasitology*, **140**(11): 1368-1376.
- Leopold, A. (1933) - *Game Management*. Charles Scribner's Sons. 481 pp.
- Leopold, A. (1934) - Conservation economics. *Journal of Forestry*, **32**: 537-544.
- Lindenmayer, D.B. & Likens, G. (2009) - Adaptive monitoring - a new paradigm for long-term studies and monitoring. *Trends Ecol. Evol.*, **24**: 482–486.
- Lindstrom, A. (1991) - Maximum fat deposition rates in migrating birds. *Ornis Scandinavica*, **22**: 12-19.
- Lindstrom, A. & Piersma, T. (1993) - Mass changes in migrating birds: the evidence for fat and protein storage re-examined. *Ibis*, **135**: 70-78.
- Lofts, B.; Murton, R.K. & Westwood, N.J. (1967) - Experimental demonstration of a post-nuptial refractory period in the turtle dove *Streptopelia turtur*. *Ibis*, **109**: 352-358.



- Loiselle, B.A.; Howell, C.A.; Graham, C.H.; Goerck, J.M.; Brooks, T.; Smith, K.G. & Williams, P.H. (2003) - Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation Biology*, **17**: 1591-1600.
- López, B. & Guitian, J. (1988) - Evolucion de las comunidades de aves despues del incendio en pinares de la Galicia occidental. *Ardeola*, **35**(1): 97-107.
- Lougheed, C.; Arnold, T.W. & Bailey, R.C. (1991) - Measurement error of external and skeletal variables in birds and its effect on principal components. *Auk*, **108**: 442-436.
- Ludwig, D. (2001) - Can we exploit sustainability. In Reynolds, J.D.; Mace, G.M.; Redford, K.H. & Robinson, J.G. (Eds.) - *Conservation of exploited species*. Pp: 16-38. *Conservation Biology* **6**. Cambridge University Press, New York.
- Lutz, M. & Jensen, F.P. (2007) - *Management Plan for turtle dove (Streptopelia turtur)*. 2007-2009. Natura 2000. *Technical Report-007-2007*. European Communities. 42 pp.

## M

- Maillard, J-F.; Tayalay, G.; Edmond, L.; Mehn, J.; Agache, B. & Eraud, C. (2009) - La tourterelle à queue carrée en Martinique : un suivi rigoureux pour une exploitation raisonnée. *Faune Sauvage*, **284**: 94-98.
- Manel, S.; Williams, H.C. & Ormerod, S.J. (2001) - Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, **38**: 921-931.
- Manly, B.F.J.; McDonald, L.L.; Thomas, D.L.; McDonald, T.L. & Erickson, W.P. (2002) - *Resource Selection by animals: statistical design and analysis for field studies*. Kluwer Academic Publishers, London. 221 pp.
- Marchant, S. (1969) - Turtle dove migration in Iberia and the Middle East. *Brit. Birds*, **62**: 84 pp.
- Margules, C.R., Pressey, R.L. & Williams, P.H. (2002) - Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Biosciences*, **27**(4 supplm. 2): 309-326.
- Marques, A.H. de O. (1984) - *Chancelarias portuguesas: D. Pedro I (1357- 1367)*. Lisboa: Centro de Estudos Históricos da Universidade Nova de Lisboa. 656 pp.
- Marôco, J. (2011) - *Análise estatística com o SPSS Statistics*. 5ª ed. ReportNumber editora. 990 pp.
- Marraha, M. (1992) - La reproduction de la tourterelle de bois dans la région de Taddla. *Ann. Rech. For. Maroc*, **26**: 158-172.
- Martin, J.; Kitchens, W.M. & Hines, J.E. (2007) - Importance of well-designed monitoring programs for the conservation of endangered species: case study of the snail kite. *Conservation Biology*, **21**: 472-481.
- Martinez, A.B. (2003) - Tórtola Europea, *Streptopelia turtur*. In Martí, R. & Moral, J.C. (Eds.) 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Pp: 307. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Martinez, A.B. (2004) - Tortola, *Streptopelia turtur*. In Madroño, A.; Gonzalez, C. & Atienza, J.C. (Eds.) *Libro rojo de las aves de España*. Pp: 281-285. Dirección General para a Biodiversidad. SEO/Birdlife. Madrid.
- Martínéz-Abraín, A.; Oro, D.; Velando, A.; Genovart, M.; Gerique, C.; Bartolomé, M.A.; Sarzo, B. & Villuendas, E. (2006) - Morphometric similarities between central and peripheral populations of the European Shag *Phalacrocorax aristotelis*. *Marine Ornithology*, **34**: 21-24.
- Mason, E.A. (1938) - Determining sex in breeding birds. *Bird-Banding*, **9**: 46-48.
- Masseti, M. (2009) - In the gardens of Norman Palermo, Sicily (twelfth century A.D.). *Anthropozoologica*, **44**(2): 7-34.
- Mateo-Tomás, P. & Olea, P.P. (2009) - Combining scales in habitat models to improve conservation planning in an endangered vulture. *Acta Oecologica*, **35**: 489-498.
- Maurer, B.A. (1994) - *Geographical population analysis: tools for the analysis of biodiversity*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK. 129 pp.
- Mayfield, H.F. (1975) - Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin*, **87**: 456-466.
- Mayor, S.J.; Schneider, D.C.; Schaefer, J.A. & Mahoney, S.P. (2009) - Habitat Selection at Multiple Scales *Ecoscience*, **16**(2): 238-247.
- McCarthy, E. (2006) - *Handbook of Avian Hybrids of the World*. Oxford University Press, New York. 489 pp.
- McClean, S.A.; Rumble, M.A.; King, R.M. & Baker, W.L. (1998) - Evaluation of resource selection methods with different definitions of availability. *J. Wildl. Manage.*, **62**(2): 793-801.
- McCullagh, P. & Nelder, J.A. (1989) - *Generalized Linear Models*. 2ª ed., Ed Chapman & Hall/CRC Monographs on statistics and Applied Probability, **37**. 532 pp.
- McFadden, J.E.; Hiller, T.L.; & Tyre, A.J. (2011) - Evaluating the efficacy of adaptive management approaches: is there a formula for success? *Journal of Environmental Management*, **92**:1354-1359.
- McLoughlin, P.D.; Walton, L.R.; Cluff, H.D.; Paquet, P.C. & Ramsey, M.A. (2004) - Hierarchical habitat selection by tundra wolves. *Journal of Mammalogy*, **85**(3): 576-580.

- Mead, C.J. & Watmough, R. (1976) - Suspended moult of trans-Saharan Migrants in Iberia. *Bird Study*, **23**(3): 1987-1996.
- Meier, A.H. & Ferrell, B.R. (1978) - Avian endocrinology. In Florkin, M.; Scheer, B.T. & Brush, A.H. (Eds.) *Chemical Zoology*, **10**: 213-271.
- Meirinho, A.; Leal, A.; Marques, A.T.; Fagundes, A.I.; Sampaio, H.; Costa, J. & Leitão, D. (2013) - *O estado das aves comuns em Portugal 2011: Relatório do projeto Censo de Aves Comuns*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa. 27 pp.
- Mesón, M. & Montoya, J.M. (1998) - *Resultados de siete años de censos permanentes de Tórtola (Streptopelia turtur) en el Estrecho de Gibraltar*. Informe inédito para FEDENCA. 69 pp.
- Mesquita, S. & Sousa, A.J. (2009) - Bioclimatic mapping using geostatistical approaches: application to mainland Portugal. *Int. J. Climatol.*, **29**: 2156-2170.
- Mezquida, E.T. (2004) - Nest site selection and nesting success of five species of passerines in a South American open *Prosopis* woodland. *J. Ornithol.*, **145**: 16-22.
- Milenkaya, O.; Weinstein, N.; Legge, S. & Walters, J.R. (2013) - Variation in body condition indices of crimson finches by sex, breeding stage, age, time of day, and year. *Conserv. Physio.*, **1**(1): cot1020.
- Miller, D.A. (2009) - *Reproductive ecology of the mourning dove: large-scale patterns in recruitment, breeding endocrinology, and developmental plasticity*. Graduate Theses and Dissertations. Iowa State University. 138 pp.
- Miller, D.A. & Otis, D.L. (2010) - Calibrating recruitment estimates for mourning doves from harvest age ratios. *J. Wildl. Manage.*, **74**: 1070-1078.
- Miller, R.A.; Onrubia, A.; Martín, B.; Kaltenecker, G.S.; Carlisle, J.D.; Bechard, M.J. & Ferrer, M. (2016) - Local and regional weather patterns influencing post-breeding migration counts of soaring birds at the Strait of Gibraltar, Spain. *Ibis*, **158**: 106-115.
- Miller, W. & Wagner, F. (1955) - Sexing mature columbiformes by cloacal characters. *Auk*, **72**: 279-285.
- Milner-Gulland, E.J. & Akçakaya, H.R. (2001) - Sustainability indices for exploited populations. *Trends in Ecology & Evolution*, **16**: 686-692.
- Milner-Gulland, E.J. & Rowcliffe, J.M. (2007) - *Conservation and sustainable use. A handbook of techniques*. Techniques in ecology & conservation Series. Oxford University Press, New York. 310 pp.
- Milner-Gulland, E.J.; Shea, K.; Possingham, H.P.; Coulson, T. & Wilcox, C. (2001) - Competing harvesting strategies in a simulated population under uncertainty. *Animal Conservation*, **4**: 157-167.
- Mirarchi, R.E. (1993) - The crop gland. In Baskett, T.S. & Sayre, M. W. (Eds.) - *Ecology and Management of the Mourning Dove*. Wildlife Management Institute, Roy E. Tomlinson, Stackpole Books. 567 pp.
- Mirarchi, R.E. & Scanlon, P. (1982) - Evaluating mourning Dove crop Gland activity associated with Crop milk Production. Alabama Agricultural Experiment station. *Auburn University Bulletin*, **545** (December): 12 pp.
- Montoya, J.M. (2009) - *Media veda. Codorniz, Tórtola y Palomas*. Ed. Solitário, Madrid. 176 pp.
- Montoya, J.M. & Méson, M. (1994) - *La tortola y la Codorniz en España. Estado actual de estas especies cinegéticas*. Fed. Española de Caça. 89 pp.
- Montoya, J.M. & Méson, M. (2002) - *Manejo de especies migradoras: la tortola común en España (Streptopelia turtur L.)*. Mundi-prensa Libros S.A. Madrid. 169 pp.
- Moral Garcia, F.J. (2006) - Analysis of spatio-temporal distribution of *Helicoverpa armigera* Hb. in a tomato field using a stochastic approach. *Biosystems Engineering*, **93**(3): 253-259.
- Moreau, R.E. (1956) - The Iberian Peninsula and migration. *Bird Study*, **3**: 1-25.
- Moreau, R.E. (1972) - *The Palearctic-African Bird Migration Systems*. Academic Press Inc., London. 383 pp.
- Moreira, F.; Delgado, A.; Ferreira, S.; Borralho, R.; Oliveira, N.; Inácio, M.; Silva, J.S. & Rego, F. (2003) - Effects of prescribed fire on vegetation structure and breeding birds in young *Pinus pinaster* stands of northern Portugal. *Forest Ecology and Management*, **184**: 225-237.
- Moreira, F.; Ferreira S.; Rego, F. & Bunting, S. (2001) - Landscape changes and breeding bird assemblages in northwestern Portugal: the role of fire. *Landscape Ecology*, **16**: 175-187.
- Moreira, F. & Russo, D. (2007) - Modelling the impact of agricultural abandonment and wildfires on vertebrate diversity in Mediterranean Europe. *Landscape Ecology*, **22**: 1461-1476.
- Moreira, F.; Vaz, P.; Catry, F. & Silva, J.S. (2009) - Regional variations in wildfire susceptibility of land-cover types in Portugal: implications for landscape management to minimize fire hazard. *International Journal of Wildland Fire*, **18**: 563-574.
- Moreira, F.; Viedma, O.; Arianoutsou, M.; Curt, T.; Kousias, N.; Rigolot, E.; Barbati, A.; Corona, P.; Vaz, P.; Xanthopoulos, G.; Mouillot, F. & Bilgigi, E. (2011) - Landscape-wildfire interactions in southern Europe: implications for landscape management. *J. Environ. Manage.*, **92**: 2389-2402.
- Morel, G.J. & Morel, M.Y. (1979) - La Tourterelle des bois dans l'extreme Ouest-African. *Malimbus*, **1**: 66-67.

- Morel, G.J & Morel, M.Y. (1988) - Nouvelles données sur l'hivernage de la tourterelle des bois (*Streptopelia turtur*) en Afrique de l'Ouest: Nord de la Guinée. *Alauda*, **56**: 85-91.
- Morel, M.Y. (1985) - La tourterelle des bois *Streptopelia turtur*, en Sénégambie : évolution de la population au cours de l'année et identification des races. *Alauda*, **53**(2):101-110.
- Morel, M.Y. (1986) - Mue et engraissement de la Tourterelle des bois, *Streptopelia turtur*, dans l'Ouest africain dans une steppe arbustive du Nord du Senegal, region Richard-Toll. *Alauda*, **54**(2): 121-137.
- Morel, M.Y. (1987) - La Tourterelle des bois, *Streptopelia turtur*, dans l'Ouest Africain: mouvements migratoires et régime alimentaire. *Malimbus*, **9**: 23-42.
- Morgera, E. & Wingard, J. (2009) - *Principles for Developing Sustainable Wildlife Management Laws*. Joint publication of FAO and CIC. Budapest. 90 pp.
- Mourell, C. & Ezcurra, E. (1996) - Species richness of Argentine cacti: a test of biogeographic hypotheses. *J. Vegetation Sci.*, **7**: 667-680.
- Murton, R.K. (1968) - Breeding, migration and survival of turtle doves. *Brit. Birds*, **61**: 193-212.
- Murton, R.K. (1969) - Turtle dove migration in Iberia and the Middle East. *Brit. Birds*, **62**: 84.
- Murton, R.K.; Isaacson, A.J. & Weestwood, N.J. (1963) - The food and growth of nestling wood-pigeons in relation to the breeding season. *Proc. Zool. Society London*, **141**(4): 747-779.
- Murton, R.K. & Westwood, N.J. (1977) - *Avian Breeding Cycles*, Clarendon, Oxford. 594 pp.
- Murton, R.K.; Westwood, N.J. & Isaacson, A.J. (1964) - The feeding habits of the wood pigeon (*Columba palumbus*), stock dove (*Columba oenas*) and the turtle dove (*Streptopelia turtur*). *Ibis*, **106**: 174-188.
- Myrberget, S. (1988) - Hunting statistics as indicators of game population size and composition. *Statistical Journal of the United Nations ECE*, **5**: 289-301.

## N

- Nankinov, D. (1994) - Migrations of the turtle dove (*Streptopelia turtur*) in Bulgaria: a review. *Gibier de Faune Sauvage, Game Wildl.*, **11**(3): 249-261.
- Nankinov, D. (1994a) - The breeding biology of the turtle dove (*Streptopelia turtur*) in Bulgaria. *Gibier de Faune Sauvage, Game Wildl.*, **11**(2): 156-165.
- NASA, NIMA, DLR & ASI (2004) - Digital elevation model. National Aeronautics and space administration. National Imagery Agency (NIMA), German space Agency, Italian space agency (ASI). Acedido em Julho 13, 2010, em <ftp://edsgs9.cr.usgs.gov/pub/data/srtm>
- Neu, C.W.; Byers, C.R. & Peek, J.M. (1974) - A technique for analysis of utilization-availability data. *J. Wildl. Manage.*, **38**: 541-545.
- Neves, M.F.I. (1983) - Algumas referências sobre cruzamentos de rola-brava *Streptopelia turtur* com outras espécies columbinas. *Cyanopica*, **3**(1): 99-105.
- Nevins, H.M. & Carter, H.R. (2003) - Age and sex of common murre *Uria aalge* recovered during the 1997-98 point Reyes Tarball incidents in Central California. *Marine Ornithology*, **31**: 51-58.
- Newson, S.E.; Ockendon, N.; Joys, A.; Noble, D.G. & Baillie, S.R. (2009) - Comparison of habitat-specific trends in the abundance of breeding birds in the UK. *Bird Study*, **56**(2): 233-243.
- Newton, I. (2004) - Population limitation in migrants. *Ibis*, **146**: 197-226.
- Newton, I. (2004a) - The recent decline of farmland bird population in Britain: an appraisal of casual factors and conservation actions. *Ibis*, **146**: 579-600.
- Newton, I. (2008) - *The ecology of bird migration*. Academic Press, London. 984 pp.
- Nichols, J.D & Williams, B.K. (2006) - Monitoring for conservation. *Trends Ecol. Evolution*, **21**: 668-673.
- Ninyerola, M.; Pons, X. & Roure, J.M. (2005) - *Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica*. ISBN 932860-8-7. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra. 44 pp.
- Nonev, A. & Guenov, P. (1989) - Nidification de la tourterelle des bois (*Streptopelia turtur* L.) aux environs des villes de Zéralda et d'Alger (Algérie). *Bull. Mens. Off. Nat. Chasse*, **137**: 16-18.
- Normandin, A. (1999) - *Les chasses traditionnelles des tourterelles, alouettes palombes et gibiers d'eau en Gironde: Actualités réglementaires de la saison de chasse 1998-1999*. Thèse Med. Vet. Toulouse. Tou3, 4054. 140 pp.
- Norušis, M. J. (1992) - *SPSS for Windows*. SPSS Inc. Chicago, IL. 414 pp.



## O

- Ockendon, N.; Hewson, C.M.; Johnston, A. & Atkinson, P.W. (2012) - Declines in British breeding populations of Afro-Palaearctic migrant birds are linked to bioclimatic wintering zone in Africa, possibly via constraints on arrival time advancement. *Bird Study*, **59**(2): 111-125.
- Oliveira, L.F. (1991) - *Estudo preliminar da avifauna de uma zona da serra da Arrábida*. Serviço Nacional de Parques Reservas e Conservação da Natureza. *Colecção Natureza e Paisagem*, **9**: 162 pp.
- ONC (1996) - *Réseau de correspondants "Oiseaux de passage". Suivi des populations nicheuses des oiseaux de passage en France. Année 1995*. Avec la participation des fédérations départementales des chasseurs. Office National de la Chasse. 29 pp.
- ONCFS (2004) - *Réseau de correspondants "Oiseaux de passage". Suivi des populations nicheuses des oiseaux de passage en France. Année 2003*. Avec la participation des fédérations départementales des chasseurs. Office National de la Chasse. 29 pp.
- Onofre, N.X.R.S. (1983) - *Alterações provocadas pelo fogo na avifauna nidificante em povoamentos de Pinus pinaster Ainton, na área de Sintra*. Relatório de estágio do curso de Engº Silvicultor, Instituto Superior de Agronomia, Univ. Técnica de Lisboa. 47 pp.
- Opel, S.; Hilton, G.M.; Allcorn, R.; Fenton, C.; Matthews, A.J. & Gibbons, D.W. (2013) - The effects of rainfall on different components of seasonal fecundity in a tropical forest passerine. *Ibis*, **155**: 464-475.
- Orians, G.H. & Wittenberger, J.F. (1991) - Spatial and temporal scales in habitat selection. *American Naturalist*, **137**: S29-S49.
- Ormerod, S.J., & Tyler, S.J. (1990) - Assessments of body condition in Dippers *Cinclus cinclus*: potential pitfalls in the derivation and use of condition indices based on body proportions. *Ringing & Migration*, **11**: 31-41.
- Otis, D.L. (2006) - A mourning dove hunting regulation strategy based on annual harvest statistics and banding data. *J. Wildl. Manage.*, **70**: 1302-1307.

## P

- Pace, D.M.; Landolt, P.A. & Mussehl, F.E. (1952) - The effect of pigeon crop-milk on growth in chickens. *Growth*, **16**(4): 279-285.
- Palmeirim, J. & Rabaça, J.E. (1994) - A method to analyse and compensate for time-of-day effects on bird counts. *Journal of Ornithology*, **65**: 17-26.
- Pannekoek, J. & van Strien, A.J. (2005) - *TRIM 3 Manual (Trends & Indices for Monitoring data)*. Statistics Netherlands. 57 pp.
- Parish, T.; Lakhani, K.H. & Sparks, T.H. (1995) - Modelling the relationship between bird population variables and hedgerow, and other field margin attributes. II. Abundance of individual species and groups of similar species. *Journal of Applied Ecology*, **32**(2): 362-371.
- Parma, A. (1998) - What can adaptive management do for our fish, forest, food and biodiversity? *Integrative Biology*, **1**: 16-26.
- PBL (2014) - *How sectors can contribute to sustainable use and conservation of biodiversity*. PBL Netherlands Environmental Assessment Agency. The Hague. CDB Technical Series, No **79**. 243 pp.
- PECBMS (2012) - *Population Trends of Common European Breeding Birds 2012*. Czech Society for Ornithology. Prague. Acedido em Março 12, 2013, em <http://www.ebcc.info/wpimages/video/Leaflet2012.pdf>
- PECBMS (2015) - *Trends of common Birds in Europe, 2014 Update*. European Bird Census Council, Prague. Acedido em Fevereiro 23, 2015, em <http://www.ebcc.info/index.phpID=387>
- Peiro, M.R.J. (1983) - *Contribution à l'étude du lait de jabot chez les columbidés*. These de doctorat veterinaire. ENV Toulouse. 77 pp.
- Peiró, I.G.; Robledano, F. & Esteve, M.A. (2006) - The effect of age and sex on wing morphology and body size of the Bearded Tit *Panurus biarmicus* in relation to complete molt. *Ring. & Migr.*, **23**: 101-106.
- Peiró, V. (1985) - *Contribución al conocimiento de la biología reproductora de la tórtola común, Streptopelia turtur*. Tesis de licenciatura. Univ. Complutense Madrid. 133 pp.
- Peiró, V. (1990) - Aspectos de la reproducción de la Tórtola Común (*Streptopelia turtur*) en Madrid. *Mediterránea Ser. Biol.*, **12**: 89-96.
- Peiró, V. (2001) - Ecologie de la reproduction de la tourterelle des bois en Espagne. *Faune Sauvage*, **253**: 63-65.
- Pendleton, G.W.; Titus, K.; Degayner, E.; Flatten, C.J. & Lowell, R.E. (1998) - Compositional analysis and GIS for study of Habitat selection by Goshawks in Southeast Alaska. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics*, **3**(3): 280-295.

- Pennycuik, C.J. (1989) - *Bird Flight performance: a practical calculation manual*. Oxford University Press. Oxford. 153 pp.
- Pereira, A.J. (1985) - Oito anos de anilhagem de aves na Reserva Ornitológica do Mindelo - 1977-1984. *Cyanopica*, (Sep.) III(3): 409-436.
- Pereira, C.M. (1993) - *Guia Jurídico da caça*. Lisboa, Ed. do autor. 173 pp.
- Pereira, H.C. (1979) - Migração das Rolas no Ribatejo. Algumas notas sobre a sua passagem pelo corredor da Lezíria Ribatejana, Porto Alto - Vila Franca de Xira. *Cyanopica*, 2(1): 51-56.
- Pereira, J.M.C. & Santos, M.T.N. (2003) - *Áreas Queimadas e Risco de Incêndio em Portugal*, Direcção Geral das Florestas, Lisboa. 64 pp.
- Pereira, M.G.; Calado, T.J.; DaCamara, C.C. & Calheiros, T. (2013) - Effects of regional climate change on rural fires in Portugal. *Climate Research*, 57: 187-200.
- Pereira, M.G.; Trigo, R.M.; DaCamara, C.C.; Pereira, J.M.C. & Leite, S.M. (2005) - Synoptic patterns associated with large summer forest fires in Portugal. *Agricultural and Forest Meteorology*, 129: 11-25.
- Pérez-Tris, J. & Tellería, J.L. (2001) - Age-related variation in wing shape of migratory and sedentary Blackcaps *Sylvia atricapilla*. *Journal of Avian Biology*, 32: 207-213.
- Peterson, G.D., Carpenter, S.R. & Brock, W.A. (2003) - Uncertainty and management of multi-state ecosystems: an apparently rational route to collapse. *Ecology*, 84: 1403-1411.
- Peterson, G.D.; Cumming, G.S. & Carpenter, S.R. (2003a) - Scenario planning: a tool for conservation in an uncertain world. *Conservation Biology*, 17(2): 1-10.
- Petrides, G.A. (1950) - Notes on determination of sex and age in the woodcock and mourning dove. *Auk*, (July) 67: 357-360.
- Petronilho, J.; Ferreira, J.A.; Ferreira, M.; Cerqueira, L.; Calisto, J.P.; Costa, R.; Eira, C. & Vingada, J. (2003) - Relative abundance and distribution of woodpigeon, turtledove and mistle thrush, during the breeding season in a coastal area, center Portugal. *Abstract book of XXVI<sup>th</sup> International Congress of Game Biologists "Integrating wildlife with people"*. Pp: 40. IUGB, Braga.
- Piersma, T. & Davidson, N.C. (1991) - Confusions of mass and size. *Auk*, 108: 441-443.
- Pimenta, M. & Santarém, M. (1996) - *Atlas das aves do Parque Nacional da Peneda Gerês*. Instituto de Conservação da Natureza, ICN. 213 pp.
- Pina, J.P.C.A. (1983) - *Avifauna nidificante de povoamentos artificiais de Pinus pinaster Aiton e Eucalytus globulus Labill.* Relat. Estágio curso Engº Silvicultor. UTL, ISA. 25 pp.
- Pinho, J. (1905) - A caça. *Ethnografia Amarantina. Portugalia. Materiaes para o estudo do povo português, Tomo II* (1): 19 pp.
- Pires, V.C.; Silva, A. & Moita, S. (2004) - *Caracterização climática 2003*. Instituto de Meteorologia. Departamento de Clima e Ambiente Atmosférico. MCTES. 25 pp.
- Pond, C. M. (1978) - Morphological aspects and ecological and mechanical consequences of fat deposition in wild vertebrates. *Ann.Rev. Ecol. Syst.*, 9: 519-570.
- Preiss, E.; Martin, J.L. & Debussche, M. (1997) - Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: consequences to the breeding avifauna. *Landscape Ecology*, 12(1): 51-61.
- Priednieks, J.; Strazds, M.; Strazds, A. & Petrins, A. (1989) - *Latvian breeding bird atlas 1980-1984*. J. Viksne (Ed.). Riga Zinatne. 350 pp.
- Proctor, N.S. & Lynch, P.J. (1993) - *Manual of ornithology: Avian structure and function*. Yale University Press. New Haven and London. 340 pp.
- Proud, T. (2015) - Operation turtle dove. Flyway-scale conservation. RSPB Science.
- Purroy, F.J. (1989) - *La tórtola común. I curso sobre ordenación y gestión de los recursos cinegéticos: técnicas aplicables. Tomo II.* Relatório policopiado. 16 pp.

## R

- R Development Core Team (2011) - *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Acedido em Setembro 24, 2011, em <http://www.R-project.org>.
- Ralph, C.J.; Geupel, G.R.; Pyle, P.; Martin, T.E. & DeSante, D.F. (1993) - *Handbook of field methods for monitoring landbirds. Gen. Tech. Rep. PSWGTR-144*. Albany, CA. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture: 41 pp.
- Ranta, E.; Laurila, A. & Elmberg J. (1994) - Reinventing the wheel: analysis of sexual dimorphism in body size. *Oikos*, 70: 313-321.
- Rappole, J. H. (2013) - *The avian migrant: the biology of bird migration*. Columbia University Press. New York. 435 pp.
- Redfern, C.P.F. & Clark, J.A. (2001) - *Ringers' Manual*. BTO, Thetford. 270 pp.

- Redfern, C. P.F.; Slough, A.E.J.; Dean, B.; Brice, J.L. & Jones, P. (2000) - Fat and body condition in migrating Redwings *Turdus iliacus*. *J. Avian Biol.*, **31**: 197-205.
- Reid, J.M.; Monaghan, P. & Ruxton, G.D (2000) - Resource allocation between reproductive phases: the importance of thermal conditions in determining the cost of incubation. *Proc. R. Soc. Lond. B*, **267**: 37-41.
- Reino, L.; Beja, P.; Araújo, M.B; Dray, S. & Segurado, P. (2013) - Does local habitat fragmentation affect large-scale distributions? The case of a specialist grassland bird. *Diversity and Distributions*, **19**(4): 423-432.
- Reino, L.M.; Elias, G.L. & Dias, S. (1998) - Distribution and expansion of Collared dove *Streptopelia decaocto* (Frivaldsky, 1838) in Portugal. *Portugaliae Zoologica*, **5**(1): 9 pp.
- Rey-Benayas, J.M.; Galván, I. & Carrascal, L.M. (2010) - Differential effects of vegetation restoration in Mediterranean abandoned cropland by secondary succession and pine plantations on bird assemblages. *Forest Ecol. Manag.*, **260**: 87-95.
- Reynolds, J.D.; Mace, G.M.; Redford, K.H. & Robinson, J.G. (2001) - *Conservation of exploited species*. Conservation Biology **6**. Cambridge University Press, New York. 524 pp.
- Ribeiro, A. (1994) - A arte de caçar, In Eurico da Costa, C. (Coord.). *A caça em Portugal*. 4ª Ed. Vol. I. Pp: 23-36. Lisboa, Estampa.
- Ribeiro Telles, F. & Candeias, D. (1980) - *A anilhagem em Portugal (1976-1979)*. CEMPA, SEA, Lisboa.
- Rioux, S.; Savard, J.P.L. & Shaffer, F. (2010) - Scientific and cost effective monitoring: the case of an aerial insectivore, the chimney swift. *Avian Conservation and Ecology*, **5**(2): 10. Acedido em Setembro 26, 2013, em <http://dx.doi.org/10.5751/ACE-00425-050210>
- Risely, K.; Noble, D.G. & Baillie, S.R. (2009) - The Breeding Bird Survey 2008. *BTO Research Report* **537**. British Trust for Ornithology, Thetford. 21 pp. Acedido em Setembro 30, 2014, em <http://www.bto.org/bbs/results/bbsreport.htm>.
- Rising, J.D. & Somers, K.M. (1989) - The measurement of overall body size in birds. *Auk*, **106**: 666-674.
- Risser, A.C. (1971) - A technique for performing laparotomy on small birds. *Condor*, **73**: 376-379.
- Robinson, J.G. & Bennett, E.L. (2000) - Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forests. In Robinson, J.G. & Bennett, E.L. (Eds.). *Hunting for sustainability in tropical forests*. Pp: 13-30. Columbia University Press, New York.
- Robinson, W.D. & Robinson, S.K. (1999) - Effects of selective logging on forest bird populations in a fragmented landscape. *Conservation Biology*, **12**(1): 58-66.
- Rocha, G. & Hidalgo, S.J. (2001) - Incidencia del uso de reclamos alimenticios sobre la tórtola común. In *Biología y gestión de colúmbidos silvestres, II Coloquio internacional*. - Donostia: Eusko Ikaskuntza - Sociedad de Estudios Vascos, 2001. Cuadernos de Ciencias Naturales, **16**: 147-155.
- Rocha, G. & Hidalgo, S.J. (2001a) - La tourterelle Turque en Estrémadure (Espagne): sa distribution, son expansion et son incidence sur la tourterelle des bois. *Faune Sauvage*, **253**: 66-68.
- Rocha, G. & Hidalgo, S.J. (2001b) - Statut de la tourterelle des bois (*Streptopelia turtur*) en Estremadure (Espagne). Incidence de la Chasse. *Faune Sauvage*, **253**: 82-85.
- Rocha, G. & Hidalgo, S.J. (2002) - *La Tórtola Común Streptopelia turtur – Análisis de los factores que afectan a su status*. Servicio de Publicaciones de Universidad de Extremadura, Cáceres. 198 pp.
- Rocha, G; Mercan, T. & Hidalgo de Trucios, S.J. (2009) – Gestion de la tortola comun y la Paloma torcaz. In Sáenz de Buriuaga, M. & Carranza, J. (Eds.). *Gestion cinegetica en los ecosistemas mediterráneos*. Pp: 256-285. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- Rocha, G. & Quillfeldt, P. (2015) - Effect of supplementary food on age ratios of European turtle doves (*Streptopelia turtur* L.). *Animal Biodiversity and Conservation*, **38**(1): 11-21.
- Rocher, C. (1979) - *Les chasses des palombes et des tourterelles*. Les editions de l'Orée. Bordeaux. 374 pp.
- Rodrigues, D.; Figueiredo, M.; Oliveira, D.; Fabião, A.; Vaz, M.C., Sarmiento, G.; França, J. & Bacelar, J. (2005) - Lead Poisoning in Portuguese Waterfowl. In Pohlmeier, K. (Ed.) *27th Congress of the International Union of Game Biologists – IUGB*. Pp: 170-171. DSV-Verlag, Hamburg.
- Rodríguez, G.A.; Rodríguez, J.P.; Ferrer-Paris, J.R. & Sánchez-Mercado, A. (2012) - A nation-wide standardized bird survey scheme for Venezuela. *The Wilson Journal of Ornithology*, **124**: 230-244.
- Romagosa, C.M. (2002) - *Eurasian Collared-Dove (Streptopelia decaocto)*, *The Birds of North America Online* (Poole, A. Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology. Acedido em Novembro 17, 2014, em <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/630>
- Rosenstock, S.; Anderson, D.; Giesen, K.; Leukering, T. & Carter, M. (2002) - Landbird counting techniques: current practices and an alternative. *The Auk*, **119** (1): 46-53.
- Rossi, R.E.; Mulla, D.J.; Jouner, A.G. & Franz E.H. (1992) - Geostatistical tools for modelling and interpreting ecological spatial dependence. *Ecological Monographs*, **62**: 227-314.
- Roux, D.; Lormée, H.; Boutin, J.M. & Eraud, C. (2008) - Oiseaux de passage nicheurs en France: bilan de 12 années de suivi. *Faune Sauvage*, **282**: 35-45.

- Roux, D.; Tesson, J.L.; Boutin, J.M.; Landry, P. & Oej, F. (2006) - Réseaux national d'observation « Oiseaux de passage ». *Suivi des populations nicheuses des oiseaux de passage. Année 2006*. Rapport ONCFS/Fédération National de Chasseurs. 12 pp.
- Rouxel, R. (2000) - La tourterelle des bois: synthèse de données bibliographiques russe. *Bulletin de liaison et d'information d'OMPO* - Octobre, **22**: 5-15.
- Roy, C. & Woolf, A. (2001) - Effects of Hunting and Hunting-Hour Extension on Mourning Dove Foraging and Physiology. *J. Wildl. Manage.*, **65**(4): 808-815.
- Royle, J.A. & Nichols, J.D. (2003) - Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology*, **84**: 777-790.
- Rubenstein, D.R. & Hobson, K.A. (2004) - From birds to butterflies: animal movement patterns and stable isotopes. *Trends Ecol. Evol.*, **19**(5): 256-263.
- Rufino, M.; Maynou, M.F.; Abelló, P.; Gil de Sola, L. & Yule, A.B. (2005) - The effect of methodological options on geostatistical modelling of animal distribution: a case study with *Liocarcinus depurator* (Crustacea: Brachyura) trawl survey data. *Fisheries Research*, **76**: 252-265.
- Rufino, R. (1989) - *Atlas das aves que nidificam em Portugal Continental*. Ministério do Plano e da Administração do Território, Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza. Lisboa. 215 pp.
- Runge, M.C. (2011) - Adaptive management for threatened and endangered species. *Journal of Fish and Wildlife Management*, **2**(2): 220-233.

## S

- Saint-Jalme, M. (1990) - *La reproduction chez la caille des blés (Coturnix coturnix coturnix). Études expérimentales de cycles saisonniers et la variabilité interindividuelle*. Thèse pour obtenir le titre de Docteur. Université de Rennes I. 167 pp.
- Saint-Jalme, M. & Guyomarch'h, J.C. (1995) - Plumage development and moult in the European quail *Coturnix c. coturnix* for age determination. *Ibis*, **137**: 570-581.
- Samour, H.J.; Stevenson, M.; Knight, J.A. & Lawrie, A.J. (1983) - Sexing penguins by cloacal examination. *The Veterinary Record*, **113**(4): 84-85.
- Sanderson, F.J.; Donald, P.F.; Pain, D.J., Burfield, I.J. & van Bommel, F.P.J. (2006) - Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. *Biological Conservation*, **131**: 93-105.
- Santana, J.; Porto, M.; Gordinho, L.; Reino, L. & Beja, P. (2012) - Long-term responses of Mediterranean birds to forest fuel management. *J. Appl. Ecol.*, **49**: 632-643.
- Santana, J.; Porto, M.; Reino, L. & Beja, P. (2011) - Long-term understory recovery after mechanical fuel reduction in Mediterranean cork oak forests. *Forest Ecol. Manag.*, **261**: 447-459.
- Santos, E. (1998) - Caracterisation géostatique des résultats de chasse aux colombidés au Portugal. *Actes du Colloque International Colombidés*. Pp: 13-16. Bordeaux.
- Santos, E. (2002) - *Caracterização geoestatística da pressão cinegética nos columbídeos em Portugal continental*. Tese de Dissertação de Mestrado em Georrecursos. Instituto Superior Técnico. UTL. Lisboa. 92 pp.
- Santos, T.; Telleria, J.L. & Carbonell, R. (2002) - Bird conservation in fragmented Mediterranean forest of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation. *Biological Conservation*, **105**: 113-125.
- Santos-Júnior, J.R. (1956) - Anilhagem de aves em Portugal e a Reserva Ornitológica do Mindelo. *Arq. Mus. Bocage*, **27**: 153-160.
- Santos-Júnior, J.R. (1977) - Uma colónia de rola turca, *Streptopelia decaocto*, em plena cidade do Porto. *Cyanopica*, **I** (2): 57-68.
- Santos-Júnior, J.R. (1978-1979) - Cinco campanhas de anilhagem de rôlas na Reserva Ornitológica de Mindelo, 1974 a 1978. *Cyanopica*, (Sep.), **II**(1): 22 pp.
- Santos-Júnior, J.R. (1979) - A rôla. Notas de biologia e reprodução. *Cyanopica*, (Sep.), **II** (1): 23 pp.
- Santos-Júnior, J.R. (1980) - Ninhos de rola. *Cyanopica*, **2**(2): 98-106.
- Santos-Júnior, J.R. (1981) - Entrada de rôlas (*Streptopelia turtur*) em 1981 e centros de associação de juvenis. *Cyanopica*, **2**(3): 54-58.
- Santos-Júnior, J.R. (1983) - Migração outonal das rôlas pela Reserva Ornitológica do Mindelo. *Cyanopica*, **III** (1): 87-98.
- Santos-Júnior, J.R. (1988) - Rolas *Streptopelia turtur* (L.) capturadas na Reserva Ornitológica de Mindelo e recapturadas no estrangeiro. *Cyanopica*, **VIII**(3): 261-265.
- Santos-Júnior, J.R. (1989) - Migração outonal de rôlas no Mindelo. *Cyanopica*, **4**(3): 391-392.



- Saraiva, T. (2004) - *Contribuição para o estudo do comportamento vocal da rola-brava (Streptopelia turtur L.1758)*. Dissertação de mestrado. Departamento de Zoologia e Antropologia. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 99 pp.
- Sauer, J.R.; Hines, J.E.; Fallon, J.E.; Pardieck, K.L.; Ziolkowski Jr, D.J. & Link, W.A. (2011) - *The North American Breeding Bird Survey, Results and Analysis 1966–2010*. Version 12.07.2011 USGS Patuxent Wildlife Research Center. Acedido em Novembro 25, 2012, em <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/bbs/>
- Schlaepfer, M.A.; Runge, M.C. & Sherman, P. W. (2002) - Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology and Evolution*, **17**: 474-480.
- Schulz, J.H.; Bonnot, T.W.; Millsbaugh, J.J. & Mong, T.W. (2013) - Harvest and crippling rates of mourning doves in Missouri. *Wildl. Soc. Bull.*, **37**: 287–292.
- Seamans, M.E. (2015) - *Mourning dove population status, 2015*. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Division of Migratory Bird Management, Washington, D.C. 20 pp.
- Seel, D.C. (1976) - Moulting in five species of Corvidae in Britain. *Ibis*, **118**: 491-527.
- Senar, J.E. & Pascual, J. (1997) - Keel and tarsus length may provide a good predictor of avian body size. *Ardea*, **85**: 269-274.
- SEO/BirdLife (2013) - *Resultados del programa SACRE (tendencias de las aves en primavera) 1996-2013*. SEO/BirdLife. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. 31 pp.
- Seoane, J.; Bustamante, J. & Diaz-Delgado, R. (2004) - Competing roles for landscape, vegetation topography and climate in predictive models of bird distribution. *Ecological Modelling*, **171**: 209-222.
- Seoane, J.; Bustamante, J. & Diaz-Delgado, R. (2004a) - Are existing vegetation maps adequate to predict bird distributions? *Ecological Modelling*, **175**: 137-149.
- Sheldon, B.C. (1998) - Recent studies of avian sex ratios. *Heredity*, **80**: 397-402.
- Siegel, S. & Castellan, H.J. (1988) - *Non-Parametric Statistics for the Behavioural Sciences*. McGraw-Hill, New York. 399 pp.
- Siegel-Causey, D. (1990) - On use of size of the Bursa of Fabricius as an index of age and development. *Journal of Field Ornithology*, **61**: 441-444.
- Sierdsema, H. & van Loon, E.E. (2008) - Filling the gaps: using count survey data to predict bird density distribution patterns and estimate population sizes. *Revista Catalana d'Ornitologia*, **24**: 88-99.
- Silva, L. (1998) - *Atlas das Aves da Reserva Natural da Serra da Malcata*. Instituto Conservação da Natureza. 303 pp.
- Silva, J.S.; Vaz, P.; Moreira, F.; Catry, F.X. & Rego, F.C. (2011) - Wildfires as a major driver of landscape dynamics in three fire-prone areas of Portugal. *Landscape and Urban Planning*, **101**: 349-358.
- Silva, M.; Rosa, G. & Encarnação, V. (2003) - *Quantitativos de aves anilhadas e recuperadas com anilha CEMPA central nacional de anilhagem (1976-1999)*. Instituto da Conservação da Natureza. Direcção de Serviços de Conservação da Natureza. Divisão de Habitats e Ecossistemas. 120 pp.
- SNPRCN (1990) - *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal - Mamíferos, Aves, Répteis e Anfíbios*. Vol. **1**, Secretaria de Estado do Ambiente e Defesa do Consumidor. Serviço de Parques Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa. 219 pp.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F. (1995) - *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. Freeman, New York. 887 pp.
- Sokos, C.K.; Birtsas, P.K.; Connelly, J.W. & Papaspyropoulos, K.G. (2013) - Hunting of migratory birds: disturbance intolerant or harvest tolerant? *Wildlife Biology*, **19**(2): 113-125.
- Soldaat, L.; Visser, H.; van Roomen, M. & van Serien, A. (2007) - Smoothing and trend detection in waterbird monitoring data using structural time-series analysis and the Kalman filter. *J. Ornithol.*, **148**(Suppl 2): S351-S357.
- Spark, T.H. (1999) - Phenology and the changing pattern of bird migration in Britain. *Int. J. Biometeorol.*, **42**: 134-138.
- Stankey, G.H.; Bormann, B.; Clare, R.; Shindler, B.; Sturtevant, V.; Clark, R. & Philpot, C. (2003) - Adaptive Management and the Northwest Forest Plan: Rhetoric and Reality. *Journal of Forestry*, **101**(1): 40-46.
- Stankey, G.H.; Clark, R.N. & Bormann, B.T. (2005) - *Adaptive management of natural resources: theory, concepts, and management institutions*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-654. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 73 pp.
- Stevenson, R.D. & Woods Jr., W.A. (2006) - Condition indices for conservation: new uses for evolving tools. *Integr. Comp. Biol.*, **46**: 1169-1190.
- Stoate, C.; Báldi, A.; Beja, P.; Boatman, N.D.; Herzon, I.; van Doorn, A.; de Snoo, G.R.; Rakosy, L. & Ramwell, C. (2009) - Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – a review. *J. Environ. Manage.*, **91**: 22-46.
- Stockdale, J.E.; Dunn, J.C.; Goodman, S.J.; Morris, A.J.; Sheehan, D.K.; Grice, P.V. & Hamer, K.C. (2015) - The protozoan parasite *Trichomonas gallinae* causes adult and nestling mortality in a declining population of European Turtle Doves, *Streptopelia turtur*. *Parasitology*, **142**(3): 490-498.

- Stracey, C.M. & Pimm, S.L. (2005) - Testing island biogeography theory with visitation rates of birds to British islands. *Journal of Biogeography*, **36**(8): 1532-1539.
- Summers, R.W.; Westlake, G.E. & Feare, C.J. (1986) - Differences in the ages, sexes and physical condition of Starlings *Sturnus vulgaris* at the centre and periphery of roosts. *Ibis*, **129**: 96-102.
- Sutherland, W.; Newton, I. & Green, R.E. (2004) - *Bird ecology and conservation. A handbook of techniques*. Techniques in Ecology and Conservation Series. Oxford University Press, New York. 408 pp.
- Svazas, S. (2001) - Population status of pigeons and doves in the eastern Baltic region. Biología y gestión de colúmbidos silvestres, II Coloquio Internacional. - *Donostia: Eusko Ikaskuntza - Sociedad de Estudios Vascos*: 71-81.
- Svensson, L. (1993) - *Guía para la identificación de los passeriformes de Europa*. SEO/BirdLife, Madrid. 404 pp.
- Swanson, D. & Rappole, J. (1992) - Determining the sex of adult white-winged doves by cloacal characteristics. *North American Bird Bander*, **17**(4): 137-139.

## T

- Tait, G.M. (1962) - Aves anilladas recuperadas en Portugal (anos 1960 y 1961). *Ardeola*, **8**: 189-222.
- Tait, W.C. (1924) - *The birds of Portugal*. London. 260 pp.
- Tavernier, P.; Roels, S.; Baert, K.; Hermans, K.; Pasmans, F. & Chiers, K. (2004) - Lead intoxication by ingestion of lead shot in racing pigeons (*Columba livia*). *Vlaams Diergeneeskundig Tijdschrift*, **73**: 307-309.
- Telleria, J.L. & Carbonell, R. (1999) - Morphometric variation of five Iberian blackcap *Sylvia atricapilla* populations. *J. Avian Biol.*, **30**: 60-71.
- Telleria, J.L. & Santos, T. (1994) - Factors involved in the distribution of forest birds in the Iberian Peninsula. *Bird Study*, **41**: 161-169.
- Telleria, J.L.; Santos, T.; Sánchez, A. & Galarza, A. (1992) - Habitat structure predicts bird diversity distribution in Iberian forests better than climate. *Bird Study*, **39**: 63-68.
- Tesson, J.L. (2002) - Le plan de gestion européen de la tourterelle des bois. Journées d'Études Europeenes sur les bocages – Actes du colloque. *Cerizay*, **79**: 40-42.
- Tews, J.; Brose, U.; Grimm, V.; Tielbörger, K.; Wichmann, M.C.; Schwager, M. & Jeltsch, F. (2004) - Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, **31**: 79-92.
- Thaxter, C.B.; Joys, A.C.; Gregory, R.D.; Baillie, S.R. & Noble, D.G. (2010) - Hypotheses to explain patterns of population change among breeding bird species in England. *Biol. Cons.*, **143**: 2006-2019.
- Themido, A. (1933-1935) - Aves de Portugal. *Memórias e Estudos do Museu Zoológico da Universidade de Coimbra*, **65** (Série 1): 281 pp.
- Thomaides, C.; Logothetis, G.; Christoforidou, G. & Karabatzakis, T. (1997) - Characteristics of game harvest in Greece. In Proceedings of the International Symposium "From Research to action plans - Conservation and Management of Migratory Birds in the WP up to the year 2000 ". Pp: 25-38. 15-17 March 1996, Bologna, Italy.
- Thomaides, C.; Logothetis, G.; Karabatzakis, T. & Christoforidou, G. (2000) - La distribution de la demande de chasse en relation de la variation de l'abondance cynégétique, pendant la saison de la chasse pour les espèces de gibiers les plus populaires en Grèce. In *Proceedings of the XXIV Congress of the Int. Union of Game Biologists*. Pp: 152-158, 20-24 Sept. 1999, Thessaloniki, Greece.
- Thomaides, C.; Logothetis, G.; Karabatzakis, T. & Christoforidou, G. (2001) - Harvest data for turtle dove (*Streptopelia turtur*) and quail (*Coturnix coturnix*) during the hunting seasons 1994-1998 in Greece. In *Status, management and Conservation of the species Alectoris, Black francolin, Thrush, Quail and Turtle dove in the Mediterranean Region*. Pp: 59-69, 8-10 Oct. 1999, Lemessos, Cyprus.
- Tillmann J.E.; Beyerbach, M. & Strauss, E. (2012) - Do hunters tell the truth? Evaluation of hunters' spring pair density estimates of the grey partridge *Perdix perdix*. *Wildlife Biology*, **18**(2):113-120.
- Tomé, M. (2002) - *Normas de fotointerpretação para a região de intervenção da Direcção de Serviços de Florestas da DRAALG (Algarve)*. Projecto Agro – Tecnologias de informação em gestão florestal sustentável no Algarve. Relatórios técnicos do GIMREF, nº 4/2002. 6 pp.
- Tomillo, M.S.B. (2013) - *Proyecto tortola. Seguimiento de la tortola europea (Streptopelia turtur) en España. Memoria Año 2012*. Fedenca, Fundacion para el estudio y defensa de la naturaleza y la caza. Informe no publicado. 127 pp.
- Triviño, M.; Thuiller, W.; Cabeza, M.; Hickler, T. & Araújo, M.B. (2011) - The contribution of vegetation and landscape configuration for predicting environmental change impacts on Iberian birds. *PLoS ONE*, **6**: e29373.

Tucker, G. & Heath, M. (1994) - *Birds in Europe: Their conservation status*. Birdlife Conservation Series nº 3. Birdlife International, Cambridge. 600 pp.

## U

Ukmar, E.; Battisti, C. & Luiselli, L. (2007) - The effects of fire on communities, guilds and species of breeding birds in burnt and control pinewoods in central Italy. *Biodivers. Conserv.*, **16**: 3287-3300.

Urcun, J.P. (1993) - *Étude de la migration pré-nuptiale à la pointe de Grave (Gironde)*. Ligue pour la Protection des Oiseaux. 63 pp.

Usuraga, J. (2001) - Migration de la tourterelle de bois par le Détroit de Gibraltar. *Faune Sauvage*, **253**: 24.

## V

Vale, M.J. (Coord.) (2014) - *Uso e ocupação do solo em Portugal continental: Avaliação e Cenários Futuros. Projeto LANDYN*. Direção-Geral do Território (DGT), Lisboa. Acedido em Dezembro 10, 2014, em [http://www.dgterritorio.pt/a\\_dgt/investigacao/landyn/](http://www.dgterritorio.pt/a_dgt/investigacao/landyn/)

Valente, J. (2005) - *Avaliação da tendência populacional da rola-comum (Streptopelia turtur) em Portugal*. Trabalho final de licenciatura em Eng. Florestal. Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia. Lisboa. 40 pp.

Van de Pol, M.; Oosterbeek, K.; Rutten, A.L.; Ens, B.J.; Tinbergen, J.M. & Verhulst, S. (2009) - Biometric sex discrimination is unreliable when sexual dimorphism varies within and between years: an example in eurasian Oystercatchers *Haematopus ostralegus*. *Ibis*, **151**:171-180.

Van Strien, A.; Pannekoek, J.; Hagemeijer, W. & Verstrael, T. (2004) - A loglinear Poisson regression method to analyse bird monitoring data. In Anselin, A. (Ed.) Bird Numbers 1995, Proceedings of the International Conference and 13th Meeting of the European Bird Census Council, Pärnu, Estonia. *Bird Census News*, **13** (2000): 33-39.

Varela Cid, J.M. (1963) - A caça à rola. In *A caça em Portugal*, vol. I. Pp: 337-339. Editorial Estampa.

Vasconcellos, J.L. (1982) - *Etnografia portuguesa*, vol.V. Lisboa. 710 pp.

Vickery, J.A.; Ewing, S.R.; Smith, K.W.; Pain, D.J.; Bairlein, F.; Skorpilov, A.J. & Gregory, R.D. (2014) - The decline of Afro-Palaearctic migrants and an assessment of potential causes. *Ibis*, **156**: 1-22.

Vickery, J.A.; Tallowin, J.R.; Feber, R.E.; Asteraki, E.J.; Atkinson, P.W.; Fuller, R.J. & Brown, V.K. (2001) - The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, **38**: 647-664.

Visser, M.E.; Both, C. & Lambrechts, M.M. (2004) - Global climate change leads to mistimed avian reproduction. *Advances in Ecological Research*, **35**: 89-110.

Visser, M.E., Holleman, L.J.M. & Caro, S.P. (2009) - Temperature has a causal effect on avian timing of reproduction. *Proc. R. Soc. B.*, **276**: 2323-2331.

Voous, K.H. (1963) - Hybrid turtle dove *Streptopelia turtur* and Collared dove *Streptopelia decaocto*. *Limosa*, **36**: 138-141.

Vorisek, P.; Gregory, R.D.; van Strien, A.J. & Meyling, A.G. (2008) - Population trends of 48 common terrestrial bird species in Europe: results from the Pan-European Common Bird Monitoring Scheme. *Revista Catalana d'Ornitologia*, **24**: 4-14.

Voříšek, P.J.; Frederic, J.; van Strien, A.; Škorpilová, J.; Klvaňová, A. & Gregory, R.D. (2010) - Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: how much have we lost? *BOU Proceedings – Lowland Farmland Birds III*. Acedido em Novembro 5, 2012, em <http://www.bou.org.uk/bouproc-net/lfb3/vorisek-et-al.pdf>

Vowles, G.A. & Vowles, R.S. (1994) - *Breeding Birds of the Algarve*. Centro de Estudos Ornitológicos no Algarve, Gloucestershire. 364 pp.

## W

Wade, P.R. (2001) - The conservation of exploited species in an uncertain world: novel methods and failure of traditional techniques. In Reynolds, J.D.; Mace, G.M.; Redford, K.H. & Robinson, J.G. (2001) - *Conservation of exploited species*. *Conservation Biology*, **6**. Pp: 111-135. Cambridge University Press, New York.

Walters, C.J. (1986) - *Adaptive management of renewable resources*. Macmillan, New York. 374 pp.



- Walters, C.J. & Holling, C.S. (1990) - Large scale management experiments and learning by doing. *Ecology*, **71**: 2060-2068.
- Walther, B.A. & Rahbek, C. (2002) - Where do Palearctic migratory birds overwinter in Africa? *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.*, **96**: 4-8.
- Webster, M.S.; Marra, P.P.; Haig, S.M.; Bensch, S. & Holmes, R.T. (2002) - Links between worlds: unravelling migratory connectivity. *Trends in Ecology & Evolution*, **17**: 76-83.
- Webster, R. & Olivier, M. (2001) - *Geostatistic for environmental Scientists*. John Wiley and Sons, New York. 271 pp.
- Weinbaum, K.Z.; Brashares, J.S.; Golden, C.D. & Getz, W.M. (2013) - Searching for sustainability: are assessments of wildlife harvests behind the times? *Ecology Letters*, **16**(1): 99-111.
- Welty, J.C. & Baptista, L.F. (1988) - *The life of birds*. 4<sup>th</sup> ed. New York: W. B. Saunders. 136 pp.
- Westmoreland, D.; Best, L.B. & Blockstein, D.E. (1986) - Multiple brooding as a reproductive strategy: time-conserving adaptations in mourning doves. *The Auk*, **103**: 196-203.
- White, J.A. & Braun, C.E. (1978) - Age and sex determination of juvenile band-tailed pigeons. *J. Wildl. Manage.*, **42**(3): 564-569.
- Whitlock, R.E.; Aesbischer, N.J. & Reynolds, J.C. (2003) - *The National Gamebag Census as a Tool for Monitoring Mammal Abundance in the UK*. GWCT Research report to Joint Nature Conservation Committee. Fordingbridge, The Game Conservancy Trust. 53 pp.
- Wiens, J.A. (1989) - Spatial scaling in ecology. *Functional. Ecology*, **3**: 385-397.
- Willebrand, T.; Hörnell-Willebrand, M. & Asmyhr, L. (2011) - Willow grouse bag size is more sensitive to variation in hunter effort than to variation in willow grouse density. *Oikos*, **120**: 1667-1673.
- Williams, P.H.; Margules, C.R. & Hilbert, D.W. (2002) - Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. *Journal of Biosciences*, **27**(4 supplement 2): 327-338.
- Wilson, A.; Vickery, J. & Pendlebury, C. (2007) - Agri-environment schemes as a tool for reversing declining populations of grassland waders: Mixed benefits from Environmentally Sensitive Areas in England. *Biol. Conserv.*, **136**: 128-135.
- Wilson, J.D.; Akriotis, T.; Balmer, D.E. & Kyrkos, A. (2001) - Identification of marsh warblers *Acrocephalus palustris* and reed warblers *A. scirpaceus* on autumn migration through the eastern Mediterranean. *Ringling & Migration*, **20**: 224-232.
- Wilson, J.M. & Cresswell, W. (2006) - How robust are Palearctic migrants to habitat loss and degradation in the Sahel? *Ibis*, **148**: 789-800.
- Wood, S.N. (2006) - *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. Chapman and all/CRC Press, Boca Raton. 410 pp.
- Wu, C.P.; Horng, Y.M.; Wang, R.T.; Yang, K.T. & Huang, M.C. (2006) - A novel sex-specific DNA marker in Columbidae birds. *Theriogenology*, **67**(2): 328-333.

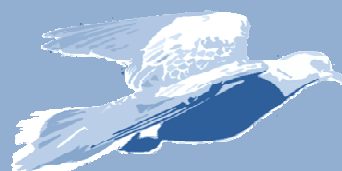
## Y

- Yahiaoui, K.; Arab, K.; Belhamra, M.; Browne, S.J.; Boutin, J.M. & Moali, A. (2014) - Habitat occupancy by European Turtle Dove (*Streptopelia turtur*) in the Isser Valley, Algeria. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, **69**(3-4): 234-246.

## Z

- Zar, J.H. (1999) - *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall International Inc., New Jersey. 663 pp.
- Zino, F.; Biscoito, M.J. & Zino, P.A. (1995) - Birds of the archipelago of Madeira and the Selvagens. New records and checklist. *Bol. Mus. Mun. Funchal*, **47**: 63-100.
- Zino, P.A. (1991) - Breeding of the Turtle Dove, *Streptopelia turtur*, in Madeira. *Bocagiana*, **146**: 1-4.
- Zuberogoitia, I.; Martínez, J.A.; Zabala, J.; Martínez, J.E.; Castillo, I.; Azkona, A. & Hidalgo, S. (2005) - Sexing, ageing and moult of Buzzards *Buteo buteo* in a southern European area. *Ringling & Migration*, **22**: 153-158.
- Zuur, A.F.; Ieno, E.N.; Walker, N.J.; Saveliev, A.A. & Smith, G.M. (2009) - *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York. 574 pp.

# A PÊNDICES







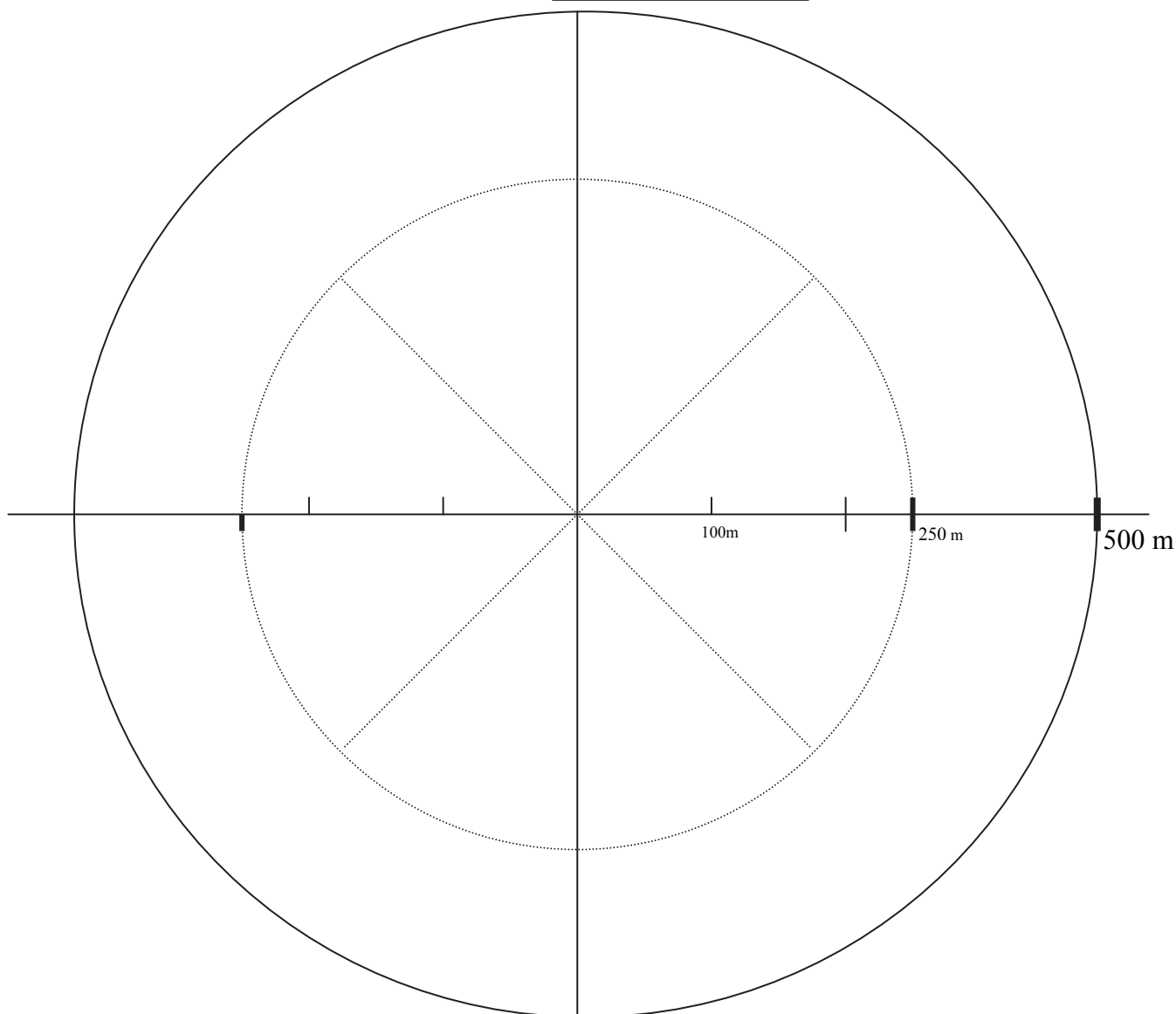
## Apêndice I

Ficha de campo utilizada para o  
recenseamento primaveril de rolas



# FICHA DE CAMPO

Data: ____/____/____	Altitude:	Coordenadas UTM: ____N ____E	Carta 1:50 000:
Hora:			Ponto n°



Quadrante	Habitat dominante*
1	
2	
3	
4	
5	
6	
7	
8	

Caminho: alcatroado \_\_\_\_ "só de Jeep" \_\_\_\_  
estrada de terra \_\_\_\_

Fotos/rolo n°

Regime de caça:

Observador:

## Descrição dos habitats no ponto

- Seleccionar para cada um dos oito quadrantes de visibilidade (identificados no círculo menor) **apenas o nº** atribuído na tabela seguinte ao habitat dominante.
- Para mais do que um habitat dominante em simultâneo no mesmo quadrante, utilizar os sinais: **+** para habitats separados entre si, **×** para habitats co-dominantes na mesma área (ex: igual proporção de pinhal bravo e eucalipto no quadrante: 11+12; pinheiro bravo e eucalipto misturado: 11×12)
- Especificar para todos os habitats com estrutura arbórea, qual o sub-coberto, por exemplo: sobro com pastagem → escrever "5 b"
- Assinalar a presença das estruturas lineares, mesmo que não sejam um dos habitats dominantes no quadrante. ( ex: quadrante 1: 3 com 22)

Código	Descrição	Código	Descrição
<b>Territórios artificializados</b>		<b>Meios arbustivos ou herbáceos</b>	
1	casario disperso, monte isolado indústrias, extracção de inertes	16	matos baixos ( < 1m)
<b>Ocupação agrícola</b>		17	matos médios ( > 1m, especificar, tipo esteval, carrascal etc. ) e altos (matagal, >2m com árvores)
2	Pousios, pastagens, lavrado e afins	Zonas sem ou com pouca vegetação	
3	Culturas (regadio, sequeiro), hortas	18	corte recente de mato ou de plantações
4	Pomares, olivais, vinhas	19	áreas florestais ardidas recentemente
<b>Meios (Agro) florestais - Estrato arbóreo</b>		20	reflorestações recentes (em que o mato não tapa a árvore)
5	sobro	<b>Meios aquáticos</b>	
6	azinho	21	Rios, albufeiras, charcas, pauis e afins
7	carvalho negral	<b>Estruturas lineares</b>	
8	castanheiro	22	Sebes vivas
9	Outros carvalhos ( <i>Q. robur</i> , <i>faginea</i> , <i>pyrenaica</i> )	23	Linhas de água (com ou sem vegetação)
10	outras folhosas (tentar especificar)	24	Galeria ripícola
11	eucalipto	<ul style="list-style-type: none"><li>• Se tiver dúvidas descreva o habitat no quadrante respectivo</li><li>• Não esqueça de anotar a presença das duas espécies de rolas: <b><i>St Streptopelia turtur</i> e <i>Sd S. decaocto</i></b></li></ul>	
12	pinheiro bravo		
13	pinheiro manso		
14	outras resinosas ( <i>pseudotsuga</i> , etc.)		
15	bosques mistos (tentar especificar qual a mistura)		
<b>Meios (Agro) florestais – Sub - Coberto</b>			
a	Sem sub-coberto, lavrado e afins		
b	pastagem/ pousio e afins		
c	culturas (sequeiro, regadio)		
d	matos (baixos, médios, altos)		

Comentários:

\* significativamente dominante





## Apêndice II

Caracterização dos trajectos efectuados em 2002 e 2003 para a monitorização da população nidificante de *S. turtur* em Portugal continental



Variáveis (significado e estatísticas descritivas) usadas na caracterização dos trajectos efectuados em 2002 e 2003 para a monitorização da população nidificante de *S. turtur*, com base nos dados recolhidos nas estações de escuta de cada trajecto.

Variáveis			Média	Erro padrão	Mediana	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Percentil	
Tipo	Código	Significado							5	95
Topográfica	Decmed	Declive médio (%)	5,1	0,3	3,9	3,5	0,5	16,6	1,3	12,4
	Altmed	Altitude média (m)	333,9	20,0	243,8	251,3	10,0	1000,9	34,6	808,7
Climatológica	Insmpond	Insolação média anual ponderada (Kcal/cm <sup>2</sup> )	150,2	0,5	148,9	6,4	140,0	163,6	141,3	162,5
	Tmdpond	Temperatura diária média, ponderada (°C)	14,2	0,2	15,1	2,2	8,8	17,5	9,9	16,9
	Pdmpond	Número de dias com precipitação	78,3	1,1	85,9	14,1	50,0	100,0	62,5	100,0
	Ptmpond	Precipitação total (mm)	873,9	31,3	746,4	393,8	441,9	2727,6	472,7	1815,6
	Hmpond	Humidade (%)	74,8	0,4	75,6	4,5	65,0	85,0	67,5	82,4
	Imperm	Casario, industriais, estradas, etc.	12,2	1,5	6,0	18,4	0,0	110,0	0,0	55,2
Ocupação do solo	Pousios	Pousios, pastagens	24,7	1,8	19,5	22,6	0,0	105,0	0,0	69,1
	Culturas	Culturas anuais de sequeiro, regadio	13,4	1,2	8,0	15,6	0,0	93,0	0,0	48,1
	Pomares	Pomares de sequeiro e regadio, vinha	20,2	2,1	10,5	26,5	0,0	146,0	0,0	71,1
	Mont c mt	Montado (eg. sobro, azinho) com mato	6,7	1,3	0,0	15,8	0,0	103,0	0,0	38,3
	Mont s mt	Montado (e.g. sobro, azinho) sem mato	15,9	2,1	0,0	25,9	0,0	117,0	0,0	75,0
	Folh c mt	Outras folhosas puras ou mistas com mato	4,4	0,8	0,0	10,4	0,0	72,0	0,0	23,1
	Folh s mt	Outras folhosas puras ou mistas sem mato	3,2	0,6	0,0	7,2	0,0	47,0	0,0	19,1
	Eg c mat	Eucaliptais com mato	4,1	0,7	0,0	9,4	0,0	73,0	0,0	26,0
	Eg s mt	Eucaliptais sem mato	7,0	1,2	0,0	14,5	0,0	83,0	0,0	43,1
	Resi c mt	Resinosas com mato	10,9	1,5	2,0	19,3	0,0	124,0	0,0	50,4
	Resi s mt	Resinosas sem mato	8,8	1,3	2,0	15,9	0,0	87,0	0,0	44,7
	Misto c mt	Povoamentos florestais mistos de folhosas e resinosas com mato	4,1	0,8	0,0	9,5	0,0	57,0	0,0	28,1
	Misto s mt	Povoamentos florestais mistos de folhosas e resinosas sem mato	3,1	0,5	0,0	5,8	0,0	42,0	0,0	15,1
	Matos	Matos altos ou baixos	16,6	1,7	7,0	21,0	0,0	103,0	0,0	60,1
	Outros	Ocupações variadas de infima expressão	0,3	0,1	0,0	1,3	0,0	14,0	0,0	2,0
	Pveget	Áreas sem ou com pouca vegetação, aridas recentemente, escarpas, etc.	2,3	0,4	0,0	4,9	0,0	35,0	0,0	13,1
Nº de octantes (0 ≤ n ≤ 160)	Humid	Zonas húmidas, rios, lagoas, albufeiras, etc.	2,1	0,3	0,0	3,5	0,0	17,0	0,0	11,0
	Diversidade	Índice de Diversidade (H' de Shannon-Wiener) das classes de ocupação do solo	3,0	0,7	2,9	0,8	0,5	5,2	1,5	4,4
	Sebes	nº de pontos com sebes vivas	2,0	0,3	0,0	4,0	0,0	17,0	0,0	13,1
	Galrip	nº de pontos com galeria ripícola	1,6	0,2	1,0	1,9	0,0	8,0	0,0	6,0
	Ribeiro	nº de pontos com cursos de água sem galeria ripícola	1,3	0,2	0,0	2,4	0,0	15,0	0,0	7,1
		nº de pontos com áreas incluídas em regimes de gestão cinegética especial	2,4	0,4	0,0	5,0	0,0	20,0	0,0	16,0
Estruturas lineares (n ≤ 20)	ZRCE									

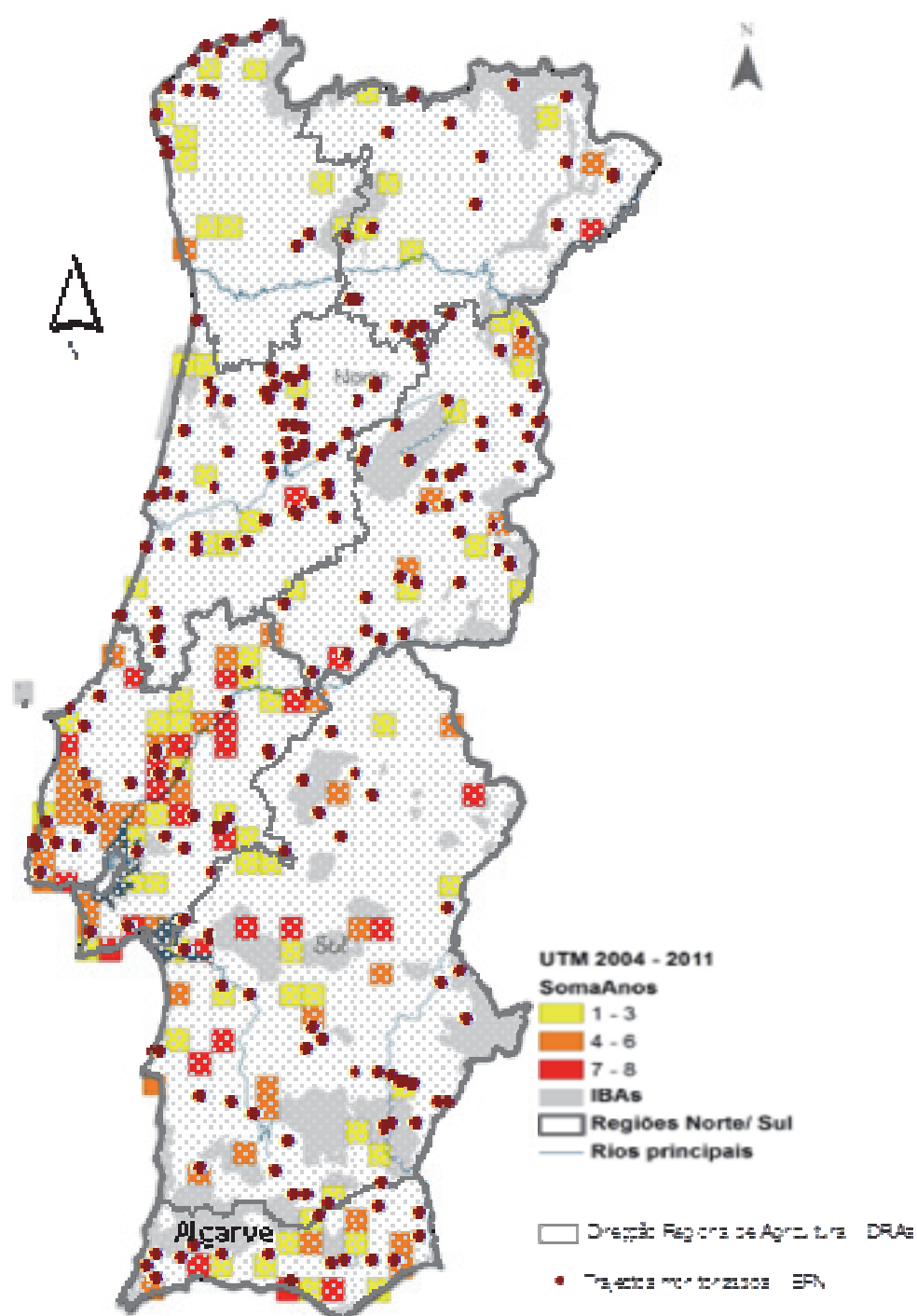




## Apêndice III

Distribuição nacional das quadrículas  
(10x10km) monitorizadas no âmbito dos  
programas CAC e CRC







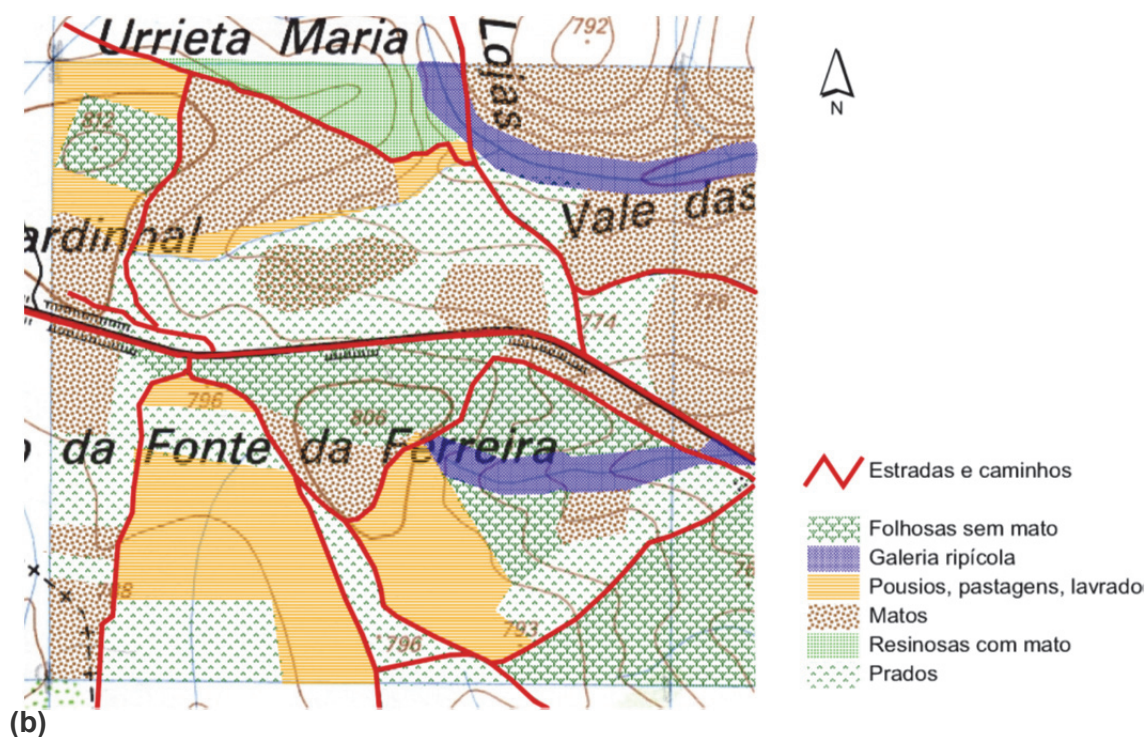
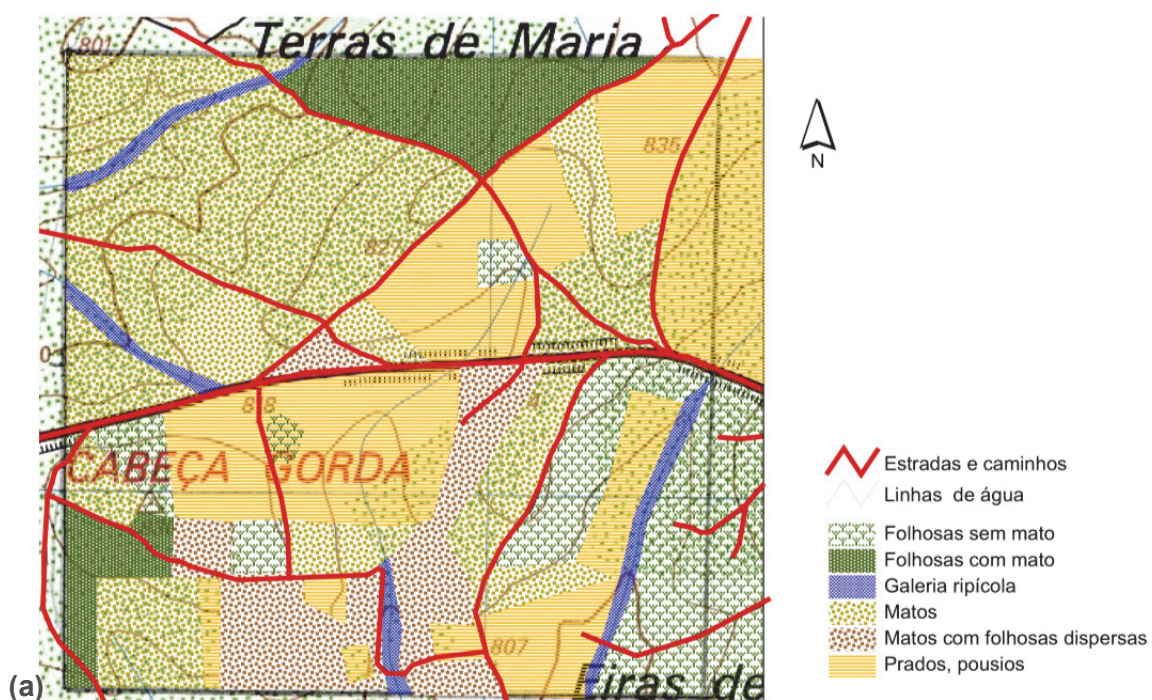




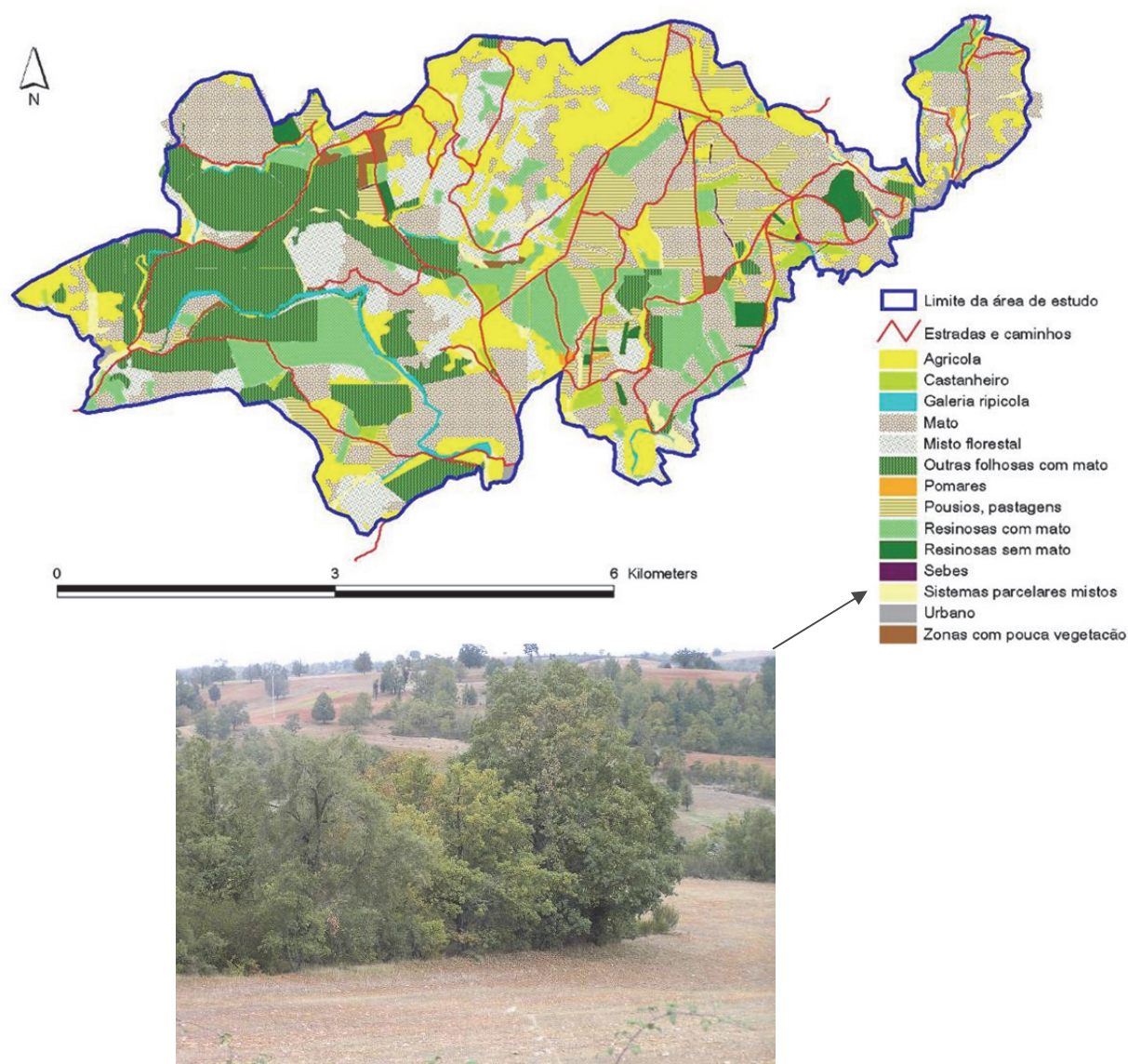
## Apêndice IV

Mapas de uso/ocupação do solo nas áreas de estudo onde se acompanhou a população reprodutora de *S. turtur*



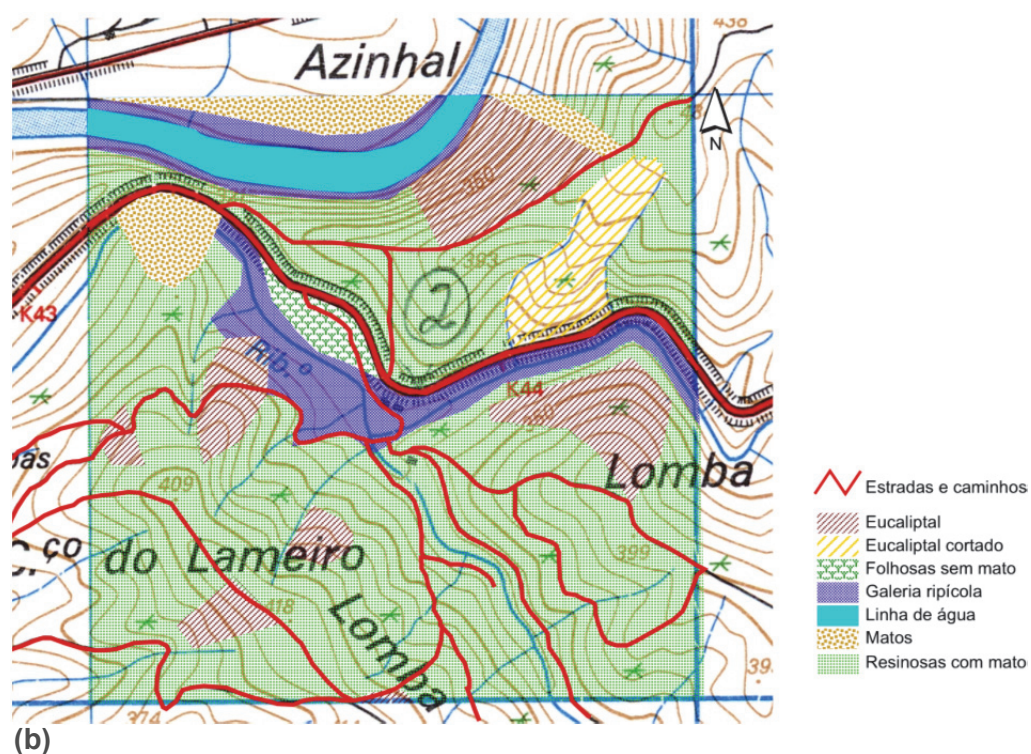
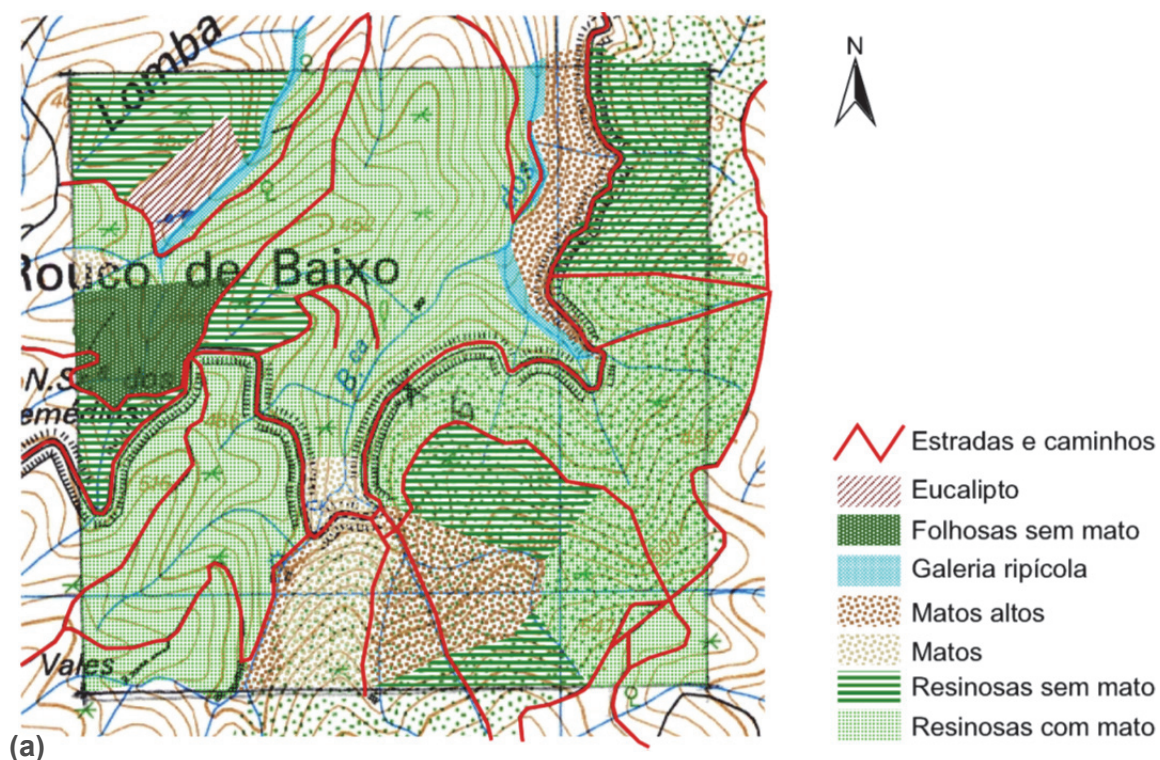


Áreas utilizadas para a caracterização da população nidificante de rola-brava em 2003 na região de S. Martinho da Angueira, Miranda do Douro, correspondendo a estações de escuta do trajecto nº 8, monitorizado em 2002: (a) Angueira 2 e (b) Angueira 8.

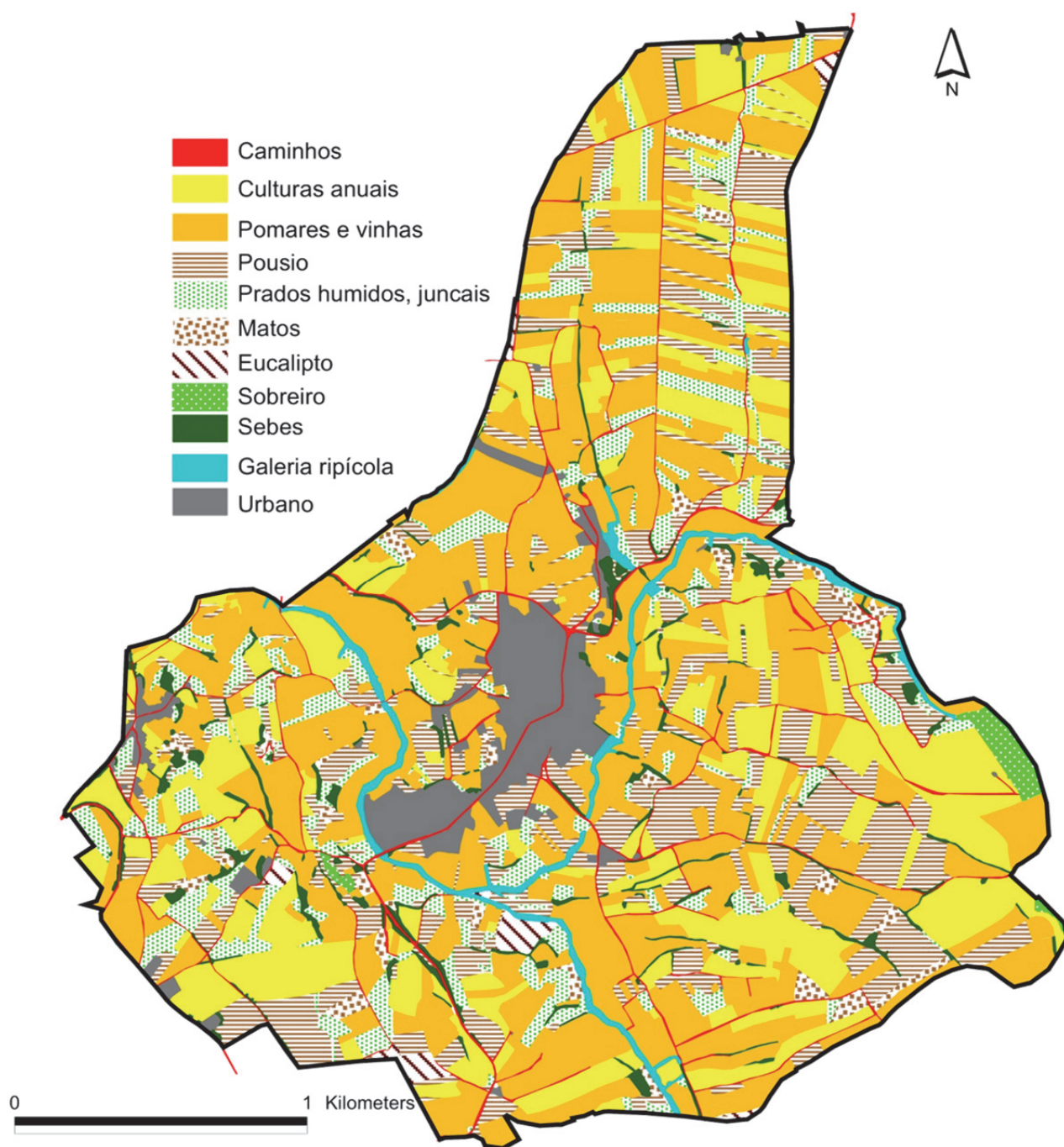


Principais unidades de ocupação do solo na área de estudo de S. Martinho da Angueira, Miranda do Douro, onde se incluem as estações de escuta monitorizadas em 2002 (adaptado de IGP, 2003 com actualização através de trabalho de campo em 2003/2004).



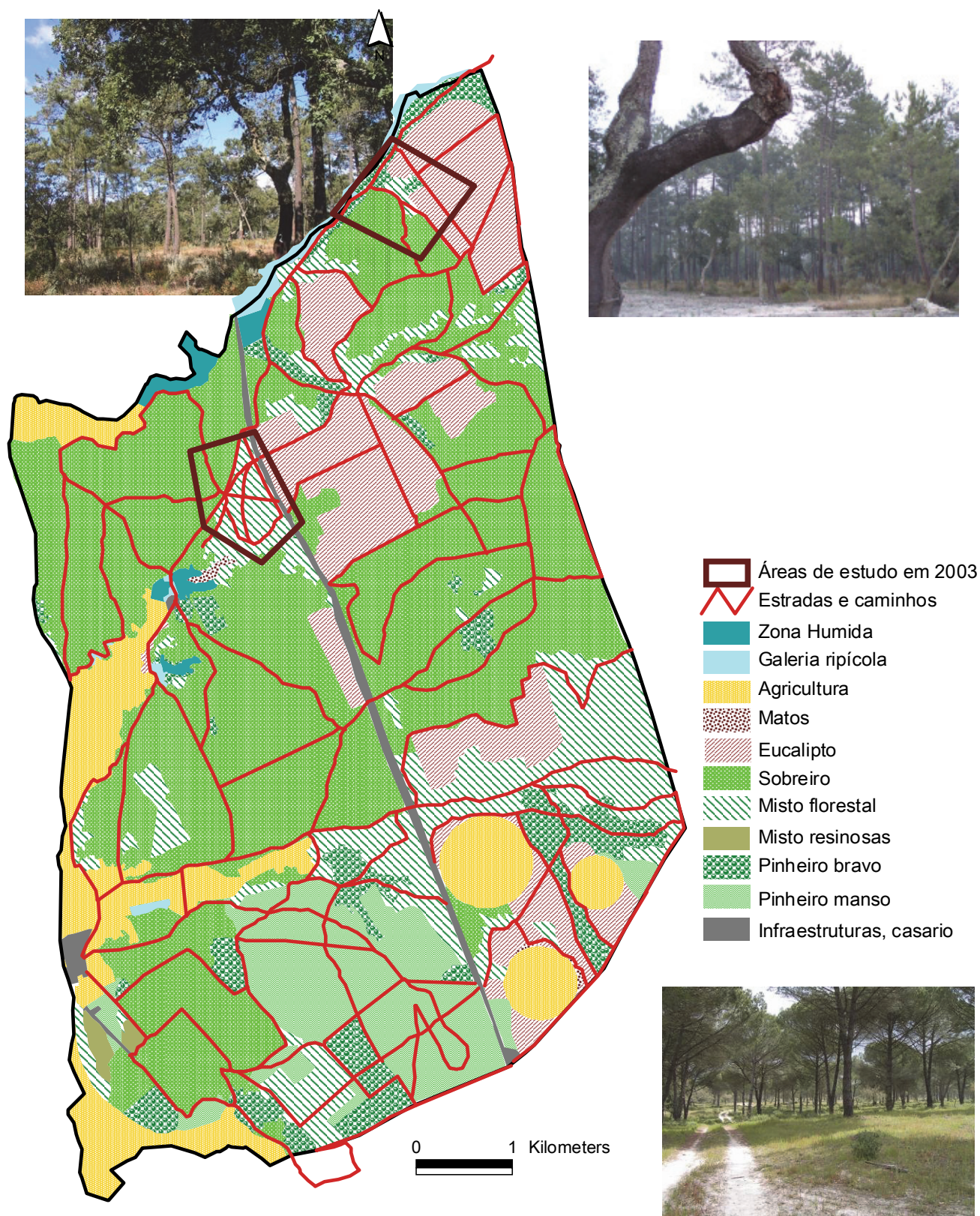


Áreas utilizadas para a caracterização da população nidificante de rola-brava em 2003 na região de Cambas, Oleiros, correspondendo a estações de escuta do trajecto nº 76, monitorizado em 2002: (a) Oleiros 2 - Rouco de Baixo e (b) Oleiros 4 - Cambas.



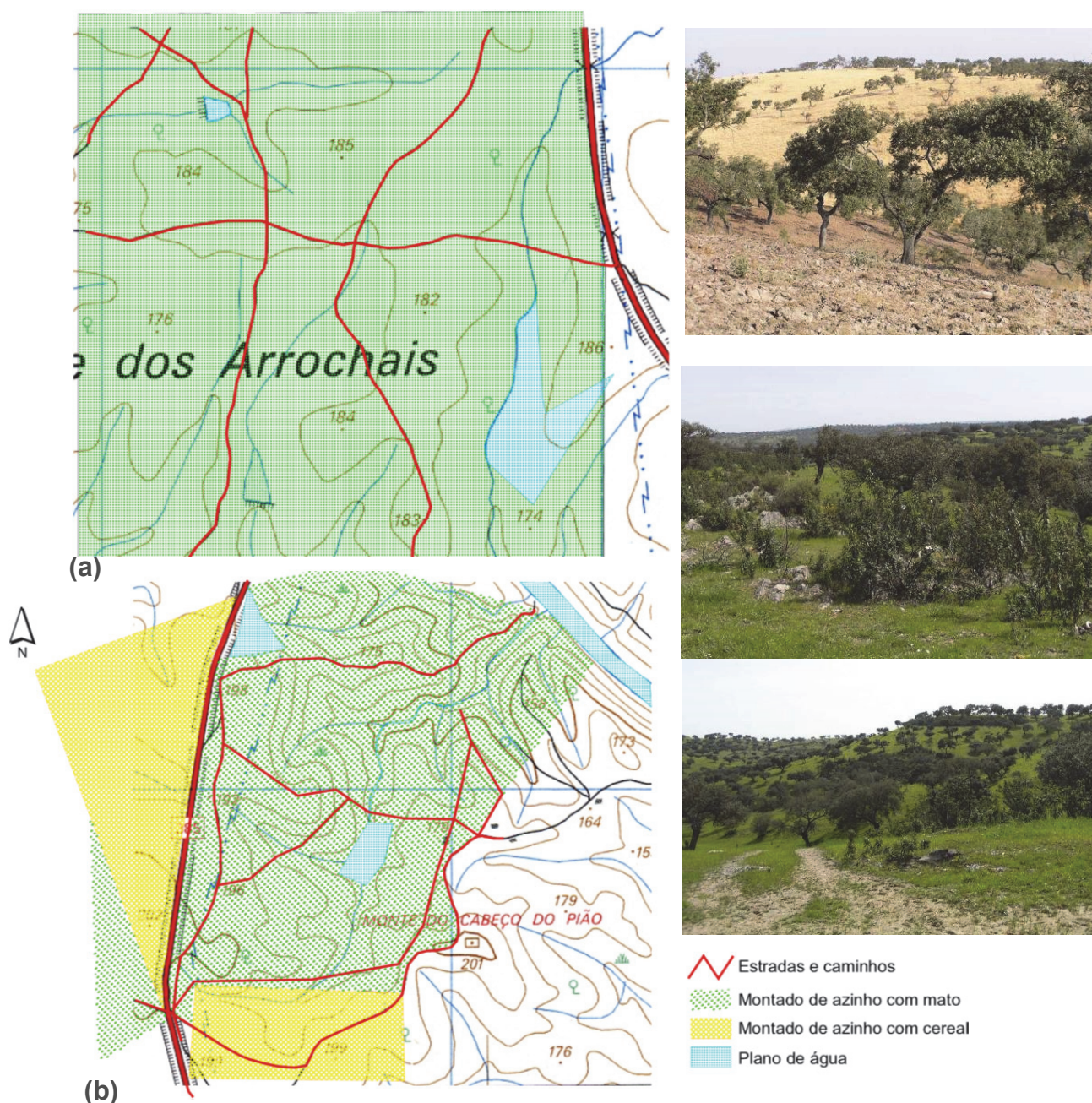
Uso do solo na área utilizada para a monitorização das populações de rola-brava em 2004 na ZRCE Vermelha, Concelho do Bombarral



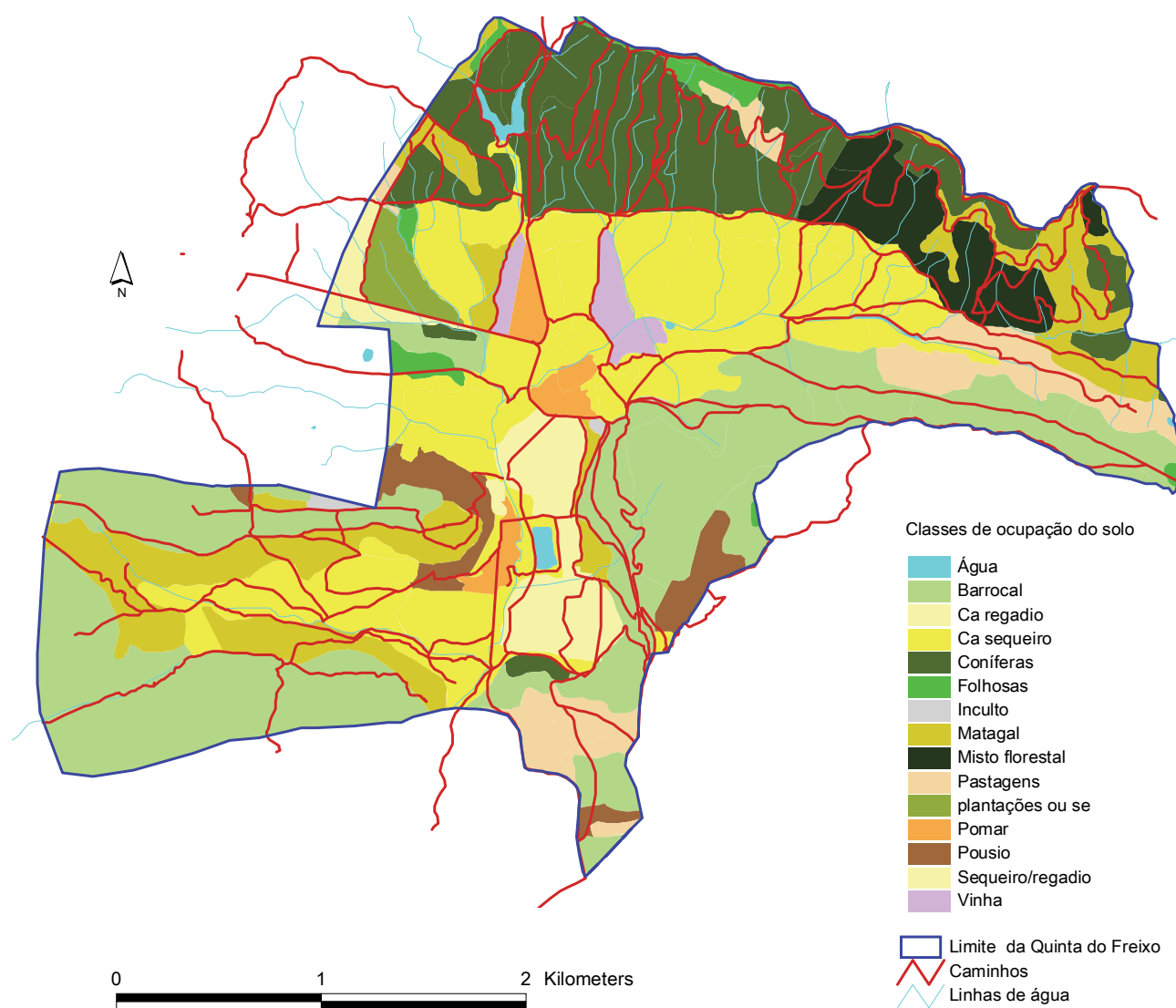


Uso do solo na área utilizada para a monitorização das populações de rola-brava em 2004 na Herdade do Pinheiro, Marateca, incluída no trajecto nº 123 efectuado em 2003 e 2004; as áreas utilizadas para os estudos de pormenor em 2003 estão delimitadas a castanho.





Áreas utilizadas para a caracterização da população nidificante de rola-brava em 2003 na Amareleja, Barranco do Velho, coincidentes com as estações de escuta do trajecto nº 139 monitorizado em 2002: (a) Amareleja 4 - Monte dos Arrochais e (b) Amareleja 8 – Cabeço do Pião.



Unidades de ocupação do solo na área utilizada para a monitorização de rola-brava de 1993 a 1996, no Algarve - Quinta do Freixo, Alte.





## Apêndice V

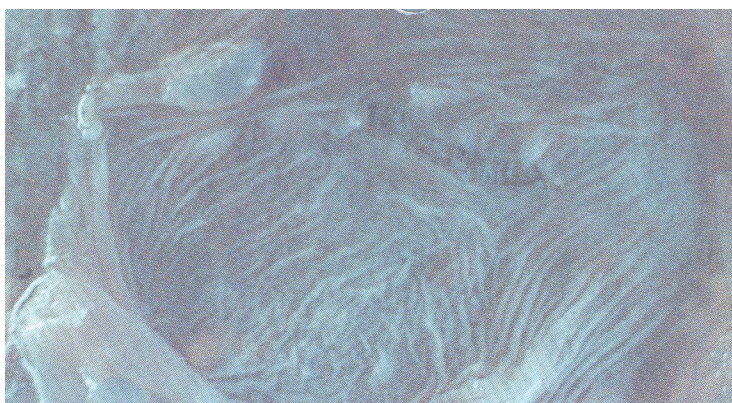
Fotos exemplificativas das diferentes fases de actividade glandular do papo em *Zenaida macroura* (rola-carpideira)

Fotos de Ralph Mirachi extraídas de Mirarchi & Scanlon, 1982 (com a permissão deste ultimo).

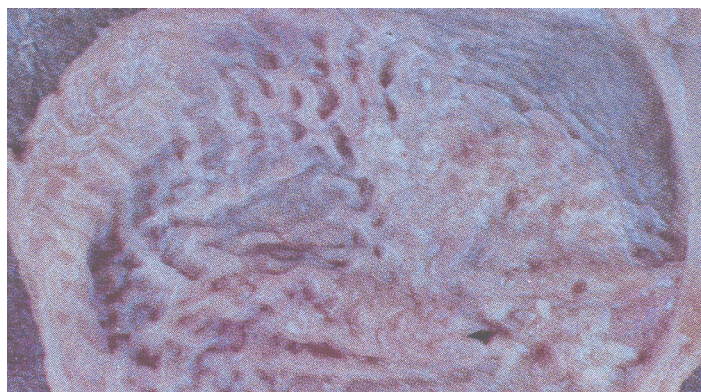




**Fase I: Inactiva (1-9 dias após a postura, macho e fêmea)**

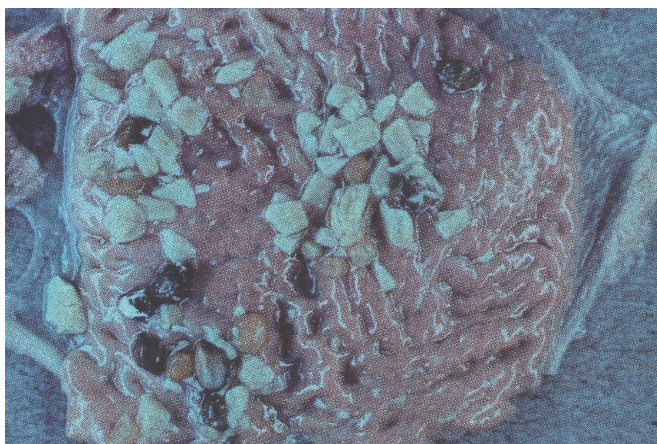
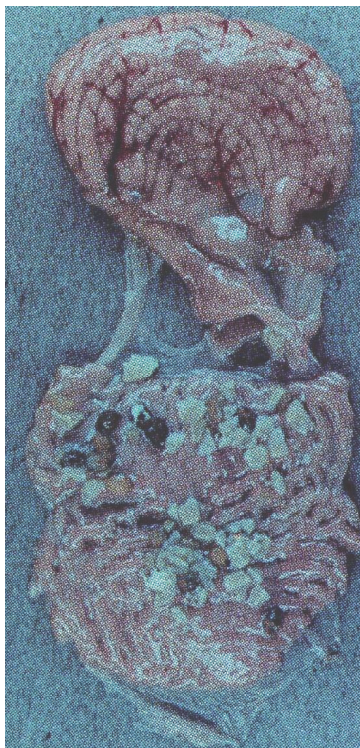


**Fase II: Em desenvolvimento (10-13 dias após a postura, macho e fêmea)**

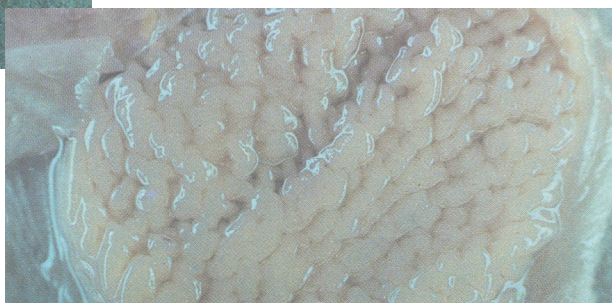
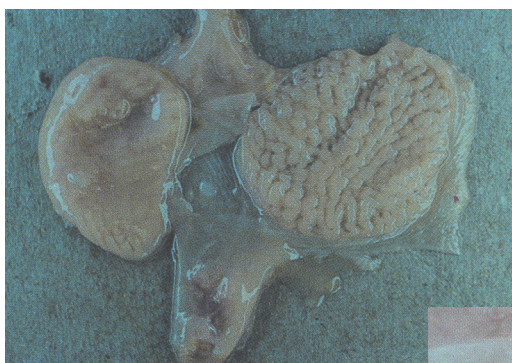




**Fase III – Activa** (14 dias após postura e 5 dias após eclosão; macho e fêmea)

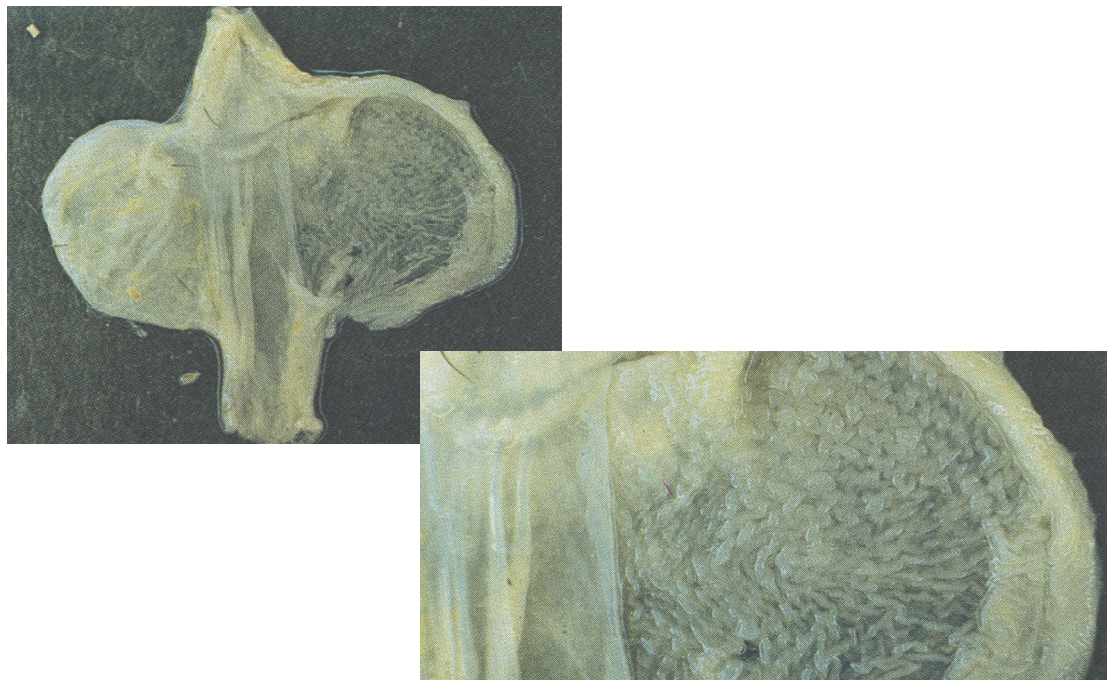


**Fase IV – Em regressão** (9-15 dias após eclosão; macho)

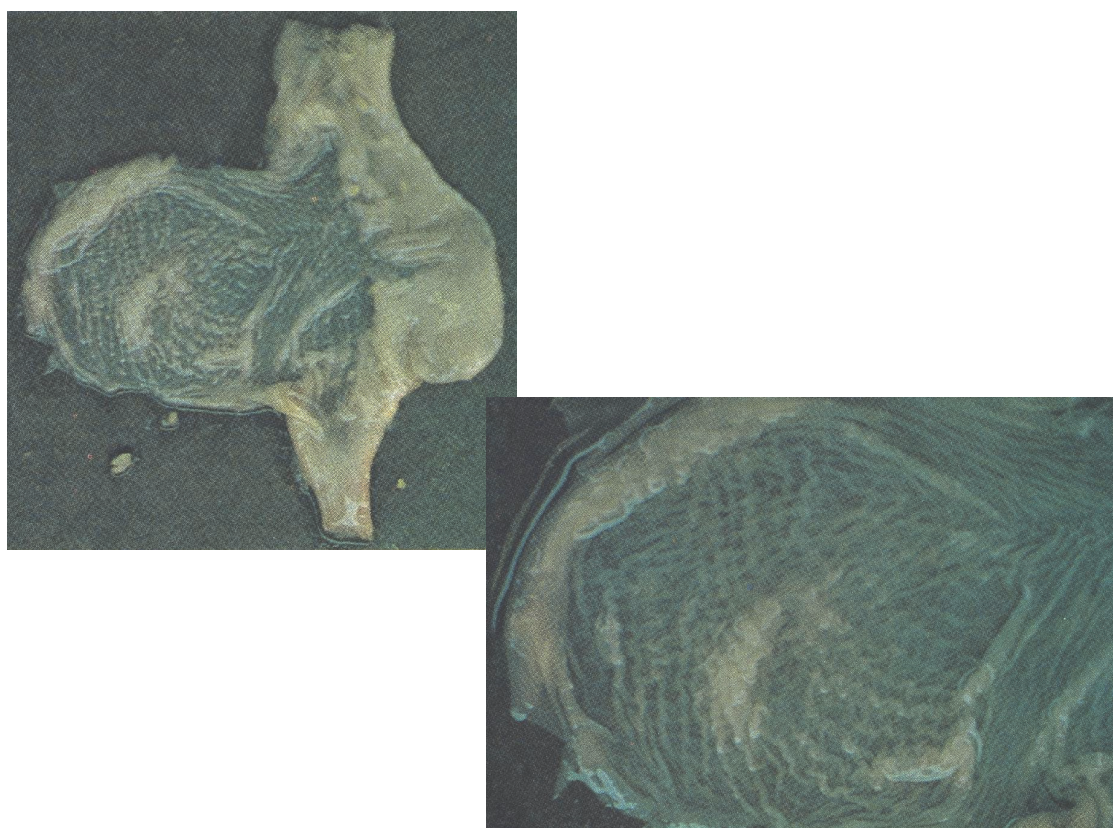




**Fase IV – Em regressão (9-13 dias após eclosão; fêmea)**



**Fase I – Inactiva (15-25 dias após eclosão em fêmeas; 24-25 dias após eclosão em machos)**







## Apêndice VI

Estado e progressão da muda das rémiges primárias em *S. turtur* caçadas nas ZRCE durante o período de estudo (1993-2004)



Estado e progressão da muda das rémiges primárias das rolas-bravas analisadas (Ad. Susp. – Adulto com muda suspensa; jov. Susp. – jovem com muda suspensa; Ad. Curso – adulto com muda em curso; jov. Curso – jovem com muda em curso; S/m – sem muda, P1 – rémige proximal,.. P10 , rémige mais distal).

Ano	Zona de caça	Semana venatória	Situação da muda	Número de indivíduos em muda das rémiges primárias											Total
				S/m	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	
1993	ZRCE 2 Quinta da Freixo	1	Ad.susp	8	4	3									15
			Ad.curs.o		5	1									6
			Jov.susp	5	7	8	6	2		1					29
			Jov.curs.o		4	7	8								19
		2	Ad.susp		1	2	1								4
			Ad.curs.o			1	1								2
			Jov.susp												0
			Jov.curs.o												0
1994	ZRCE 2 Quinta da Freixo	1	Ad.susp	7	2	4									13
			Ad.curs.o			1									1
			Jov.susp	23	4	6	2								35
			Jov.curs.o		2	3	1								6
		2	Ad.susp	3		1									4
			Ad.curs.o												0
			Jov.susp	10	1	1									12
			Jov.curs.o										1		1
		3	Ad.susp	1		1	1								3
			Ad.curs.o												0
			Jov.susp	6											6
			Jov.curs.o												0
1995	ZRCE 2 Quinta da Freixo	1	Ad.susp	5	4	3	3								15
			Ad.curs.o		5	3	1								9
			Jov.susp	20	7	4	1								32
			Jov.curs.o		7	4		2							13
		3	Ad.susp	4	3	2	1								10
			Ad.curs.o		1	3		1							5
			Jov.susp	27	3	4	1	1							36
			Jov.curs.o		2	1									3
1996	ZRCE 2 Quinta da Freixo	1	Ad.susp	8	3	1									12
			Ad.curs.o		5	2		1							8
			Jov.susp	9	1	2	3								15
			Jov.curs.o		3	4	2						1		10
		2	Ad.susp	2	1	1	1								5
			Ad.curs.o		6		1								7
			Jov.susp	20	1	1	1								23
			Jov.curs.o		4		1								5
		3	Ad.susp	2	2	1									5
			Ad.curs.o		1										1
			Jov.susp	14	3										17
			Jov.curs.o												0
	ZRCE 1834 Marrões	1	Ad.susp	1	5		2	1							9
			Ad.curs.o	0	1										1
			Jov.susp	2	4	3									9
			Jov.curs.o		2		1								3
	ZRCE 182 Machados	2	Ad.susp	2	4										6
			Ad.curs.o		2	2									4
			Jov.susp	1		2									3
			Jov.curs.o		1	1									2
		3	Ad.susp	3	2	3	3								11
			Ad.curs.o			1	1								2
			Jov.susp	4	4	3	1								12
			Jov.curs.o	0	1	1									2
		4	Ad.susp	5	12	1	1								19
			Ad.curs.o		1	2									3
			Jov.susp	21	1	1									23
			Jov.curs.o			2									2

## Estado e progressão da muda das rémiges primárias das rolas analisadas. Continuação

Ano	Zona de caça	Semana venatória	Situação da muda	Número de Indivíduos em muda das remiges primárias												Total
				S/ m	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10		
1998	ZRCE 33 Abellheira/ Corvos/ Pernilhas	1	Ad susp	22												22
			Ad curso		3	4	1								8	
			Jov susp	18	1	1	3								23	
			Jov. curso		2	3	1	1							7	
	ZRCE 134 Alamos / Colgadeiros	1	Ad susp		2		1									3
			Ad curso		1										1	
			Jov susp	1		2	1								4	
			Jov. curso		1										1	
	ZRCE 134 Alamo	3	Ad susp			3		1								4
			Ad curso			5	2								7	
			Jov susp	23	4	5	3								35	
			Jov. curso		1	2	2	1							6	
	ZRCE 657 Alcaria dos Javazes	1	Ad susp	4	3	2	1									10
			Ad curso		7	10	1								18	
			Jov susp	11	3	2	3	1							20	
			Jov. curso		2	1	1	1							5	
	ZRCE 61 Cela	1	Ad susp	5		1										6
			Ad curso		1	1	1								3	
			Jov susp	2											2	
			Jov. curso												0	
		2	Ad susp		2	1									3	
			Ad curso		3	3									6	
			Jov susp	6	2	1		1	1	1					12	
			Jov. curso		2	3	1	1	1						8	
	ZRCE 73 Cachopos	2	Ad susp		2	3									5	
			Ad curso		8	8	2								18	
			Jov susp	13	2	1	1								17	
			Jov. curso		5	10	3	8	1						27	
	ZRCE 164 Mesquita	1	Ad susp		4										4	
			Ad curso		2	3	1								6	
			Jov susp	10	1	1									12	
			Jov. curso			3									3	
	ZRCE 173 Portela da Brava	1	Ad susp	3	2	6	1								12	
			Ad curso		7	7	1	1							16	
			Jov susp	12	1	4	5	1							23	
			Jov. curso		11	14	6	13							44	
1999	ZRCE 33 Abellheira/ Corvos/ Pernilhas	1	Ad susp	2	3	7	4	2		2					20	
			Ad curso		7	9	4		1						21	
			Jov susp	25	5	13	10	5	1						59	
			Jov. curso		8	5	3	7	2						25	
		3	Ad susp	4	1	3	2								10	
			Ad curso		6	6									12	
			Jov susp			1	3	1							5	
			Jov. curso		6	2	4								12	
	ZRCE 134 Alamo	1	Ad susp												0	
			Ad curso		1										1	
			Jov susp				1								1	
			Jov. curso			1									1	
		2	Ad susp	5	1	1	1	1							9	
			Ad curso		1	9	1					1			12	
			Jov susp	5											5	
			Jov. curso	0	5	4	2								11	
	ZRCE 657 Alcaria dos Javazes	1	Ad susp	1	1	1									3	
			Ad curso		2	3									5	
			Jov susp	1	1	1	2	1							6	
			Jov. curso		2	1									3	



Estado e progressão da muda das rémiges primárias das rolas analisadas. Continuação.

Ano	Zona de caça	Semana venatória	Situação da muda	Número de Indivíduos em muda das remiges primárias												Total	
				S/ m	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10			
1999	ZRCE 312 Brava	2	Ad susp	1												1	
			Ad curso	2 4 1												7	
			Jov susp													0	
			Jov. curso													0	
		4	Ad susp	10	2	8	2								22		
			Ad curso		5	1							6				
			Jov susp	2	2	4	6	2	1						17		
			Jov. curso	1											1		
	ZRCE 73 Cachopos	2	Ad susp	4	5	2	1							12			
			Ad curso	0 2												2	
			Jov susp	7	1	6	6								20		
			Jov. curso													0	
	ZRCE 61 Cela	1	Ad susp	16	4	2		1								23	
			Ad curso	7 5 2												14	
			Jov susp	20	3	1										24	
			Jov. curso	4 3 1											8		
	ZRCE 563 Eira Queimada	1	Ad susp	18	1		1	1								21	
			Ad curso	3		5	5	1	1					15			
			Jov susp	25	1	1	3								30		
			Jov. curso	5		2	1								8		
		3	Ad susp	10	3	3	1									17	
			Ad curso	3		2	1	1								7	
			Jov susp	9	2	3	4	1								19	
			Jov. curso	0	2	1	1								4		
	ZRCE 173 Portela da Brava	1	Ad susp	8	7	5	1	2								23	
			Ad curso	0	14	13	6	1								34	
			Jov susp	13	3		5	4	1					26			
			Jov. curso	9		4		1	1							15	
		2	Ad susp	2	5	10	1	1	1								20
			Ad curso	5		10	12	7	1							35	
			Jov susp	1		3	2	1								7	
			Jov. curso	3		8	2	3								16	
	Mingo	1	Ad susp	3			1								4		
			Ad curso	1			1								2		
			Jov susp				1								1		
			Jov. curso	1												1	
2000	Amendoeira da Serra	1	Ad susp	3											3		
			Ad curso	5		5	1								11		
			Jov susp	7	2	2	1	1							13		
			Jov. curso	3		4	6	4	1						18		
	ZRCE 563 Eira Queimada	1	Ad susp	24	9	12	1								46		
			Ad curso	10		5	7	1							23		
			Jov susp	10			10	1					21				
			Jov. curso	1		9	9	5							24		
	ZRCE 33 Abellheira/ Corvos/ Pernilhas	1	Ad susp	1												1	
			Ad curso	4		1									5		
			Jov susp	2	4										6		
			Jov. curso	1		1	0								2		
	ZRCE 173 Portela da Brava	1	Ad susp	5		3	1	1								10	
			Ad curso	7		26	11								44		
			Jov susp	1			1	3							5		
			Jov. curso													0	

Estado e progressão da muda das rémiges primárias das rolas analisadas. Continuação.

Ano	Zona de caça	Semana venatória	Situação da muda	Número de Indivíduos em muda das remiges primárias												Total
				S/ m	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10		
2003	ZRCE 858, 868, 869, 1932 Miranda do Douro	1	Ad susp	1	1											2
			Ad curso		5	4									9	
			Jov susp	4											4	
			Jov. curso		2	3									5	
		2	Ad susp	1	1										2	
			Ad curso		1	1									2	
			Jov susp	4		1	1								6	
			Jov. curso		1	4									5	
		3	Ad susp	2	1	3	1								7	
			Ad curso		3		2								5	
			Jov susp	7	1		1						2		11	
			Jov. curso		1										1	
		4	Ad susp		3	1									4	
			Ad curso		1										1	
			Jov susp	7											7	
			Jov. curso		1										1	
	ZRCE 1290 Froia	2	Ad susp	6	7	2									15	
			Ad curso		14	8	2								24	
			Jov susp	14	8	5	4								31	
			Jov. curso		7	3	1			1					12	
	ZRCE 2236 Amendoeira da Serra	3	Ad susp			2									2	
			Ad curso		2	2	4	1							9	
			Jov susp			1									1	
			Jov. curso		2	2	2	1							7	
2004	ZRCE 1333, 1918, 1932 Miranda do Douro	2	Ad susp	2	1											3
			Ad curso													0
			Jov susp		1											1
			Jov. curso		3	1							1			5
	ZRCE 1366 Vermelha	2	Ad susp	8	5											13
			Ad curso		1	3										4
			Jov susp	14	4	3	2								23	
			Jov. curso		1	1									2	
		3	Ad susp	4	1	2	1									8
			Ad curso			3										3
			Jov susp	18	4	2	1					1		1	27	
			Jov. curso			1									1	
		4	Ad susp			2	1									3
			Ad curso													0
			Jov susp	10		2	1								13	
			Jov. curso		1						1				2	
	ZRCE 623 H. Pinheiro	2	Ad susp	3	3											6
			Ad curso		1	1									2	
			Jov susp	9	3	2	1			1					16	
			Jov. curso		3	1									4	
		3	Ad susp			1										1
			Ad curso													0
			Jov susp	9	1		1								11	
			Jov. curso		1										1	
		5	Ad susp		1	1	1									3
			Ad curso													0
			Jov susp	1	3	2	3								9	
			Jov. curso		1										1	

Estado e progressão da muda das rémiges primárias das rolas analisadas. Conclusão.

Ano	Zona de caça	Semana venatória	Situação da muda	Número de Indivíduos em muda das remiges primárias												Total
				S/ m	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10		
2004	ZRCE 3118 Vila Verde de Ficalho	4	Ad susp		1	2										3
			Ad curso												0	
			Jov susp	2	1	1	1							5		
			Jov. curso		1									1		
		5	Ad susp	3	4	6		2						15		
			Ad curso					2						2		
			Jov susp	11	1	1							1	14		
			Jov. curso											0		
		6	Ad susp		3	4	1							8		
			Ad curso		1									1		
			Jov susp	4										4		
			Jov. curso		1									1		
		7	Ad susp				1							1		
			Ad curso											0		
			Jov susp	2										2		
			Jov. curso											0		
Total				709	526	544	284	108	19	6	1	2	0	7	2206	





## Apêndice VII

Disseminação dos resultados da tese sob a  
forma de artigos ou comunicações orais

# Landscape effects on large scale abundance patterns of turtle doves *Streptopelia turtur* in Portugal

Susana Dias · Francisco Moreira · Pedro Beja ·  
Mariana Carvalho · Luís Gordinho · Luís Reino ·  
Vanessa Oliveira · Francisco Rego

Received: 11 July 2012 / Revised: 28 January 2013 / Accepted: 31 January 2013  
© Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2013

**Abstract** The European turtle dove is both a highly valued game species and a species of conservation concern, which is declining due probably to a combination of habitat degradation and unsustainable hunting. Although declines seem to be less severe in the Mediterranean region, it remains uncertain the extent to which ongoing land use changes will negatively affect this species. This study examined this issue, by estimating the effects of landscape composition on the broad scale abundance pattern of breeding turtle doves in continental Portugal. Turtle doves were surveyed in the breeding seasons of 2002 and 2003, from 3160 point counts spaced at about 1-km intervals along 158 transects of about 20 km, evenly covering the country. The frequency of occurrence of turtle doves at each transect was used as a proxy of species abundance, and related using GAM modelling to 21 variables describing land cover and woody linear features (e.g., hedgerows and riparian galleries). Turtle doves were most abundant in north- and central-

eastern Portugal, with high abundances also recorded in the regions around Lisbon and along the Guadiana valley. Abundances were positively related to forest cover, particularly by broadleaved forests and by pine stands without woody understory, to cover by permanent crops, and to the density of woody linear habitats. Results suggest that conservation of Mediterranean turtle doves requires policies and management strategies reversing the pervasive trends of forest management neglect and agricultural abandonment, while preserving hedgerows and riparian galleries in more intensive agricultural landscapes.

**Keywords** Conservation · Forest management · Habitat selection · GAM · Mediterranean landscapes

## Introduction

Some bird species are both legally hunted and have unfavourable conservation status, making its management particularly challenging (Bro et al. 2001; Machado et al. 2008; Besnard et al. 2010). This is the case of the European turtle dove (*Streptopelia turtur*), a sub-Saharan migrant bird that has markedly declined throughout much of its European breeding range during the past decades (PECBMS 2009), and which has thus been considered a Species of European Conservation Concern (SPEC) (Jarry 1994). Reasons for the decline are still not completely understood, but they may include the degradation of breeding and wintering habitats, along with unsustainable hunting pressure (Browne and Aebischer 2005; Lutz and Jensen 2007; Eraud et al. 2009). Thus, understanding the factors driving the species occurrence and abundance remains a prerequisite for proper population conservation and management (Lutz and Jensen 2007). This is particularly important in Euro-Mediterranean countries, where the population is still large but may be at risk from rapid changes in land cover

---

Communicated by C. Gortazar

**Electronic supplementary material** The online version of this article (doi:10.1007/s10344-013-0702-2) contains supplementary material, which is available to authorized users.

---

S. Dias (✉) · F. Moreira · M. Carvalho · F. Rego  
Centro de Ecologia Aplicada Prof. Baeta Neves, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisbon, Portugal  
e-mail: susanadias@isa.utl.pt

P. Beja · L. Gordinho · L. Reino · V. Oliveira  
CIBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, Campus Agrário de Vairão, Universidade do Porto, 4485-601 Vairão, Portugal

L. Gordinho  
ERENA SA, Ordenamento e Gestão de Recursos, Rua Robalo Gouveia 1-1A,  
1900-392 Lisbon, Portugal

and agricultural practices (Moreira and Russo 2007; Stoate et al. 2009; Bugalho et al. 2011).

In North and Central Europe, the turtle dove is mostly associated with agricultural landscapes, where it nests in scrublands, woodland edges, hedgerows and thickets (Hermant and Frochot 1997; Aubineau and Boutin 1998; Rouxel 2000; Browne and Aebischer 2005). Agriculture intensification has been considered one of the main causes for the observed reductions in turtle dove's breeding performance and population declines in this region, probably due to the loss of adequate nesting and foraging habitats (Dunn and Morris 2012). In contrast, the contribution of land use changes to turtle dove's population declines in the Euro-Mediterranean region is uncertain, because of insufficient information on the species' habitat requirements. The few studies available suggested that the species is affected by broad land cover patterns (Seoane et al. 2004), occurring in both forest and agricultural landscapes (Fontoura and Dias 1996; Hermant and Frochot 1997; Bakaloudis et al. 2009). Within forest landscapes, turtle doves appear to be influenced by both forest type (e.g., broadleaved versus conifers) and management, often showing higher densities in forests with little understory cover (Rocha and Hidalgo 2002; Martinez 2004; Camprodon and Brotons 2006; Bakaloudis et al. 2009). In agricultural landscapes of the Mediterranean region, turtle doves occupy a wide variety of habitats, reaching particularly high densities in permanent crops such as olive or orange groves, and other dry and irrigated orchards (Peiró 1990; Boukhemza-Zemmouri et al. 2008; Hanane and Baamal 2011). Agricultural management seems also to influence turtle dove densities, as some specific crop types appear to be preferred for feeding or nesting (Dias and Fontoura 1996; Rocha and Hidalgo 2002). Despite these data, most studies in the Mediterranean have been carried out at small scales, and thus their results may reflect local or regional ecological specificities. It thus remains uncertain whether the documented habitat preferences can also affect abundance patterns at large spatial scales.

The present study examined the influence of landscape composition on the abundance patterns of the turtle dove across continental Portugal, which holds ca. 10 % of the European breeding population and accounts for ca. 6–12 % of the annual bagged turtle doves in Europe (Lutz and Jensen 2007). Although the distribution of this species in Portugal was documented by the recent national breeding bird atlas (Equipa Atlas 2008), no study has hitherto detailed the variation in abundance patterns and habitat associations across the country. This information would be important for the conservation management of the species, given the strong to moderate population declines registered in the last decades (Cattray et al. 2010), and the potentially detrimental habitat trends associated with land abandonment, agricultural intensification, and urbanization (Freire et al. 2009; Feranec et al. 2010; Bugalho et al. 2011). The study was

based on a detailed national survey specifically directed at breeding turtle doves, aiming at (1) characterising the broad scale abundance patterns across the country, and (2) examining the importance of landscape features in explaining the observed abundance patterns. Results were then used to discuss landscape management strategies favouring the conservation of turtle doves in Portugal and elsewhere.

## Methods

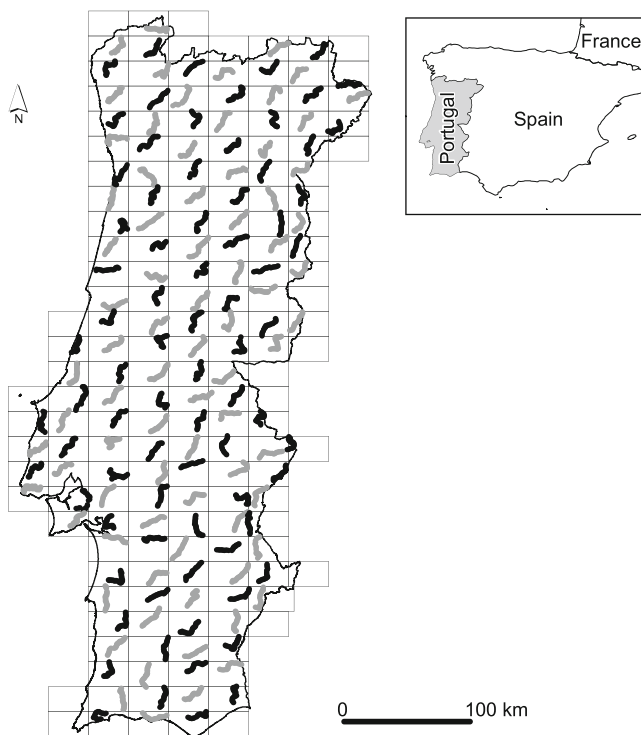
### Study area

The study was conducted in continental Portugal, which includes a variety of climates, relief, vegetation types and land use patterns despite its rather small size (ca. 80,000 km<sup>2</sup>). Although the climate and vegetation are predominantly Mediterranean, there is marked spatial variation in environmental conditions across the country, with a wide range of altitudes (sea level to 1,993 m), total annual precipitation (400–2,800 mm), and mean annual temperature (7–18°C). Land cover includes mostly farmland (33 %), forests (39 %) and shrubland (21 %) (Direcção Nacional de Gestão Florestal 2010). Forested areas are primarily dominated by plantations of maritime pine *Pinus pinaster* (27 %) and eucalyptus *Eucalyptus* spp. (23 %), which are most widespread in the northern half of the country, and native forests of cork oak *Quercus suber* (23 %) and holm oak *Quercus rotundifolia* (13 %), which are more widespread in the south and are often part of agro-silvo-pastoral systems (Direcção Nacional de Gestão Florestal 2010). Farmland is dominated by pastures (48 %), arable crops (32 %), and permanent crops (19 %) such as olive groves, vineyards and fruit orchards (INE 2010). Human population and urban areas are largely concentrated along the coast (Freire et al. 2009). There is high variation in landscape composition and configuration, resulting from a complex interplay between the abiotic environment, disturbance–succession vegetation dynamics, and land use history spanning several millennia. Further information on the study area can be consulted in APA (2012).

### Turtle dove surveys

Abundance patterns of the turtle dove were estimated in continental Portugal using point counts set along road transects (point-transect technique; Bibby et al. 2000), following an approach comparable to that used in other large scale bird surveys (e.g., Sauer et al. 2011). To obtain a spatially homogeneous distribution of sampling effort, the country was divided in 158 rectangular 20×32 km cells, and one transect was sampled per grid cell (Fig. 1). Due to logistical constraints, half of the cells were surveyed in 2002 and the remaining in 2003, following a checkerboard pattern in each





**Fig. 1** Transects sampled during the springs of 2002 (black lines) and 2003 (grey lines) to estimate turtle dove abundance patterns in continental Portugal

year. Transects were about 20 km (mean  $\pm$  standard error:  $22.0 \pm 2.3$  km) long, and they were demarcated before surveys along secondary roads using 1:25,000 military maps, aiming to obtain a route of sufficient length that (1) was as linear and continuous as possible, (2) was oriented from northeast to southeast, (3) crossed rural areas, and (4) was minimally interrupted by urban areas. These criteria were established so that transects were as similar as possible across grid cells, thereby enhancing comparability and reducing potential sources of random variation.

In each transect, we counted turtle doves at 20 sampling points. The first point coincided with the beginning of the transect; all the other points were set 1 km apart of each other. This spacing was considered sufficient to avoid double counts (e.g., Boutin et al. 2001). Points could be in forest, shrubland or farmland habitats, but urban areas and major water bodies (e.g., large rivers and reservoirs) were excluded. When points fell in one of these habitats, they were shifted 250 m away from their limits, though maintaining a minimum distance of 1 km between points. At each sampling point, turtle dove vocalisations and sightings were recorded for 5 min within 250 m of the observer (Bibby et al. 2000). To avoid potential biases due to changes in bird detectability across the breeding season, counts were concentrated in May, based on preliminary observations suggesting that most turtle doves have already arrived and started establishing breeding territories by the beginning of this month (Fontoura and Dias 1996). In

addition, counts were usually carried out from sunrise to 10 AM during the morning peak of bird activity, thereby avoiding time-of-day effects (Calladine et al. 1999). Finally, counts were not carried out during adverse weather conditions such as rainfall or strong wind (Bibby et al. 2000).

Estimates of turtle dove abundance were made at the transect scale, by combining data from all point counts within each transect. The proportion of point counts where turtle doves were recorded (hereafter referred to as prevalence) was used as an abundance index instead of the total number of turtle dove contacts per transect, because the two metrics were highly correlated (Spearman's  $R=0.95$ ,  $p<0.001$ ), and the former was considered the most robust as it is less prone to inter-observer variability.

### Landscape composition

Factors influencing turtle dove abundance patterns were explored using a set of variables reflecting landscape composition in terms of dominant land cover categories (Table 1). Particular care was taken to quantify the presence or absence of woody understory in forested habitats, and the density of woody linear habitats, as these were shown in previous studies to strongly influence turtle dove distribution and abundance (e.g., Aubineau and Boutin 1998; Browne and Aebischer 2005; Bakaloudis et al. 2009). The proportion of each land cover category was estimated during turtle dove surveys, within 250-m radius circles centred on each point count. Each circle was divided into eight sectors (octants), and the dominant land cover in each sector was visually estimated. The 160 octant evaluations per transect were then used to estimate the proportion of each land cover category in each transect. The density of linear woody habitats in each transect was indexed from the proportion of sampling points where tree lines, hedgerows and riparian gallery occurred.

### Data analysis

The patterns of turtle dove abundance across continental Portugal were estimated by spatial interpolation, following an approach widely used to produce robust maps of relative species abundances from bird counts along transects (Bahn and McGill 2007; Sauer et al. 2011). Before interpolation, data from the two annual surveys were pooled, and the data of a given transect was attributed to its geographical centre. Interpolation was carried out using kriging (e.g., Goovaerts 1997; Webster and Olivier 2001), which is considered particularly adequate to estimate a spatial pattern from sample locations (Maurer 1994). The procedure started by calculating the sample variogram describing the variability in turtle dove's prevalence between pairs of points separated by increasingly larger distances. A spherical semivariogram

**Table 1** Description and summary statistics of variables used to analyse landscape factors affecting turtle dove abundance in continental Portugal

Variable	Description	Mean	SD	Range
Agricultural habitats	Crops and pastures	0.51	0.31	0–1.00
Grassland	Pastures, fallows and stubbles	0.15	0.14	0–0.66
Annual crops	Cereals, vegetables and other arable crops	0.08	0.10	0–0.58
Permanent crops	Vineyards, olive groves and other orchards	0.13	0.17	0–0.91
Oak savannahs	Cork and holm oak parklands with shrubs, pastures or annual crops as understory	0.14	0.22	0–0.81
Forest habitats	All forest types	0.19	0.25	0–0.90
Forests with scrub	Forests with woody understory	0.15	0.19	0–0.88
Forest without scrub	Forest without woody understory	0.14	0.16	0–0.72
Broadleaved	Broadleaved forests (excluding eucalyptus)	0.05	0.09	0–0.50
Broadleaves with scrub	Broadleaved forests with woody understory	0.03	0.06	0–0.46
Broadleaves without scrub	Broadleaved forests without woody understory	0.02	0.04	0–0.29
Eucalyptus	Eucalyptus plantations	0.07	0.12	0–0.84
Eucalyptus with scrub	Eucalyptus plantations with woody understory	0.03	0.06	0–0.46
Eucalyptus without scrub	Eucalyptus plantations without woody understory	0.04	0.09	0–0.52
Conifers	Conifer forests, mainly pine plantations	0.12	0.16	0–0.79
Conifers with scrub	Conifer forests with woody understory	0.07	0.12	0–0.78
Conifers without scrub	Conifer forests with woody understory	0.06	0.10	0–0.54
Mixed	Forests with both conifers and broadleaves	0.05	0.08	0–0.37
Mixed with scrub	Mixed forest with woody understory	0.03	0.06	0–0.36
Mixed without scrub	Mixed forest without woody understory	0.02	0.04	0–0.26
Scrublands	Tall and dwarf shrublands	0.10	0.13	0–0.64
Woody linear habitats	Density index of tree lines, hedgerows and riparian galleries	0.17	0.21	0–0.90

Variables are the proportions of each land cover category estimated in 158 transects sampled for turtle dove abundance, except where indicated otherwise

was used to represent the sample variogram, as it is thought to mimic species dispersal more realistically than other theoretical functions (Goovaerts 1997). Different values for the semivariogram parameters (lag, sill and range) were tested until they accounted for the maximum amount of variation in the raw data (Webster and Olivier 2001). Cross-validation was used to check model performance, by kriging at each sampling point in turn after excluding the sample value there (Goovaerts 1997; Webster and Olivier 2001). The scatter of the true values against their estimates was then plotted, and a simple linear regression model was fit between the two variables, with the coefficient of determination used to indicate the proportion of variation in the data accounted for by the model. Although the regression model is expected to be statistically significant, the coefficient of determination may be relatively low, because kriging provides a smoothed surface, underestimating the larger values and overestimating the smaller ones (Webster and Olivier 2001). The model selected was the one that best attained the following goals simultaneously (ESRI 2005): (1) the mean prediction error should be close to 1; (2) the average standard error and the root-mean-squared (RMS)

prediction error should be similar and to be as small as possible and (3) the root-mean squared standardized error (RMSS) should be close to one. Interpolation was based on the nearest five neighbours within the interpolation window. Analyses were carried out using the Geostatistical Analyst extension in ESRI's ArcGIS®9.1 (ESRI 2005).

Prior to the analysis of factors influencing the turtle dove's abundance patterns, the arcsine transformation was used on all landscape variables to approach normality and to reduce the influence of a few large values. A principal component analysis (PCA) of land cover variables was then used to investigate multicollinearity and to describe dominant landscape gradients (Legendre and Legendre 1998). A varimax normalized rotation was applied to the set of principal components (PC) with eigenvalues >1, to obtain simpler and more interpretable ecological gradients (Legendre and Legendre 1998). The site coordinates along the PCs were mapped to visualise gradients of landscape composition across the country. The variable describing the density of woody linear structures was excluded from PCA, in order to analyse its effects separately from those of the dominant land cover categories.

Relationships between turtle dove prevalence and landscape variables were explored using Generalised Additive Models (GAM), thereby accounting for potential nonlinearities in species responses (Wood 2006; Zuur et al. 2009). The analysis was based on the regression on principal components approach (Legendre and Legendre 1998), using the axis extracted from the landscape PCA, the density of woody linear habitats and the sampling year as explanatory variables. All PCs with eigenvalues  $>1$  were used in the analysis to explore the eventual effects of the main landscape composition gradients, but in the final model only those most related to the independent variable were retained (Legendre and Legendre 1998; see below). Year was included to control for eventual changes in overall turtle dove prevalence between sampling years. Pairwise correlations between each PC axis and each of the other two variables were all  $\leq |0.30|$ , indicating that there were no collinearity problems. As the response variable was a proportion, we used a binomial GAM with a logit link. The dispersion parameter ( $\phi$ ) of the model including all explanatory variables (full model) was larger than 1 ( $\phi = 4.17$ ), so standard errors were corrected for overdispersion using a quasi-binomial GAM.

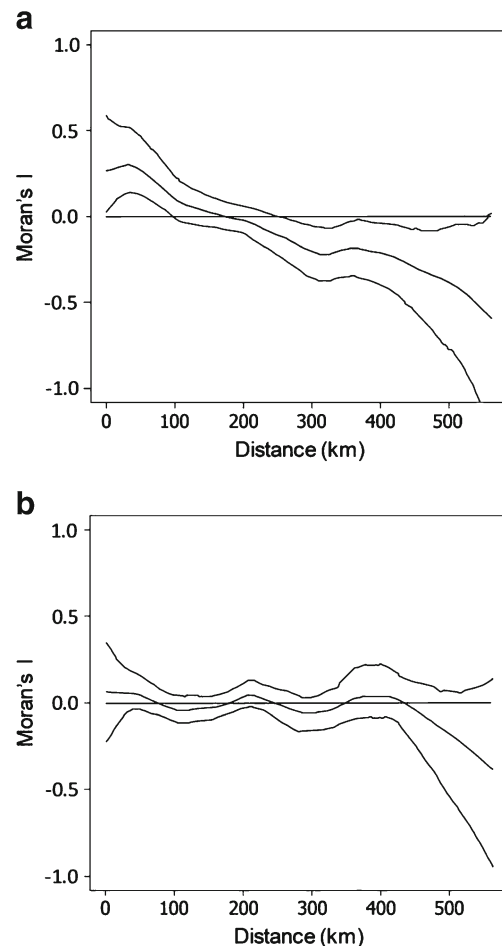
The modelling procedure involved the fitting of the full model, followed by backward elimination of non-significant ( $p > 0.05$ ) variables (Zuur et al. 2009). Model adequacy was evaluated by plotting residuals versus fitted values and explanatory variables. Model fit was evaluated by the proportion of the null deviance explained. The *mgcv* package (Wood 2006) for R 2.14.1 (R Development Core Team 2011) was used to fit GAM using penalised regression splines with the optimal amount of smoothing estimated by generalised cross validation (GCV). The significance of spatial autocorrelation in the patterns of turtle dove's abundance and in GAM scaled Pearson residuals was tested using spline correlograms based on Moran's I (Bjornstad and Falck 2001) with 95 % confidence intervals, estimated by the *ncf* package (Bjornstad 2009) for R.

## Results

### Turtle dove distribution patterns

Turtle doves occurred in 66.5 % of 158 sampling transects, with an average prevalence per transect of  $17.0 \pm 1.6$  % (range 0–80 %). Using only data from transects where the species occurred, the average prevalence was  $26.0 \pm 1.8$  %. There was significant positive spatial autocorrelation in turtle dove prevalence up to a distance of ca. 100 km, and a negative autocorrelation above distances of ca. 250 km (Fig. 2a).

The kriged surface depicting spatial patterns in turtle dove abundance was generated using an isotropic spherical semivariogram model with nugget effect (see Table S1 in Online Resource 1 for details). The kriged surface was

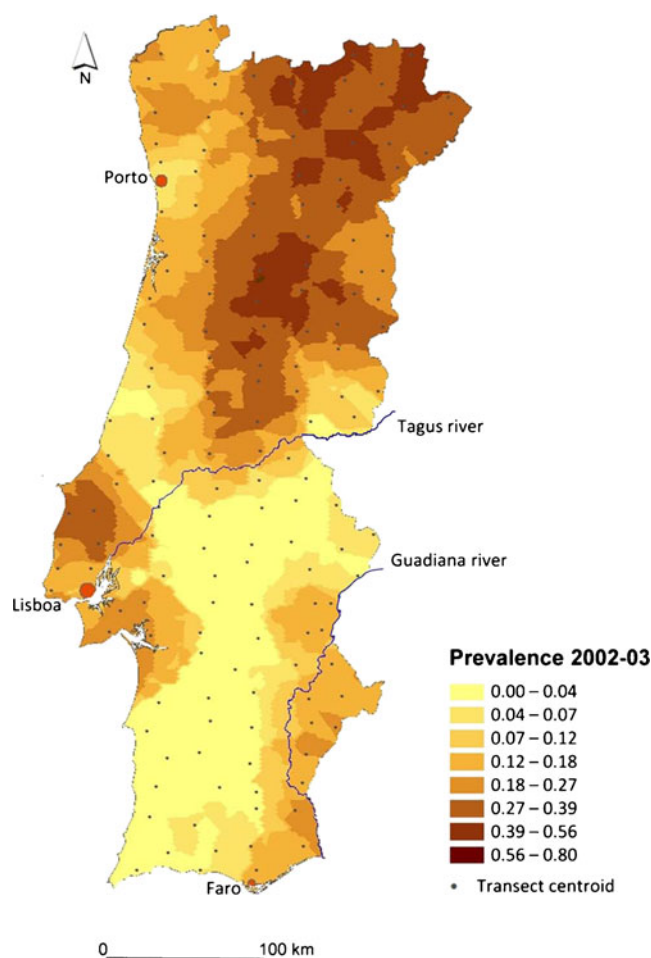


**Fig. 2** Spline correlograms (Moran's  $I$ ), with 95 % pointwise bootstrap confidence intervals, of turtle dove prevalence in continental Portugal (a), and of scaled Pearson residuals of the GAM model (Table 3) relating landscape variables to turtle dove prevalence (b)

considered satisfactory, as indicated by the kriging error coefficients (Table S1 in Online Resource 1). In cross-validation there was a significant linear relationship between observed and predicted values ( $F_{1, 156} = 39.172$ ,  $p < 0.001$ ), though the determination coefficient was relatively low because of the smoothing effect of kriging ( $r^2 = 0.201$ ). The interpolated map indicated that turtle doves were most common in the north- and central-eastern parts of the country, with prevalence decreasing further south (Fig. 3). However, there were a few spots with higher prevalence in the coastal areas around Lisbon, as well as along the Guadiana river valley, in the southeast (Fig. 3).

### Overall landscape patterns

The landscape PCA summarised the 21 original variables into six axes (PC) with eigenvalues  $> 1$ , together accounting for 82.1 % of variance in the data (Table 2), and reflecting clear spatial gradients in landscape composition across the



**Fig. 3** Kriged surface depicting spatial variation in breeding turtle dove prevalence in continental Portugal, built from data collected at 158 transects sampled in 2002 and 2003 (see Online Resource 1). Prevalence classes assigned according to eight quantiles from light yellow (low prevalence) to dark brown (high prevalence)

country (Fig. S1 in Online Resource 2). The first PC (hereafter  $PC_{\text{Forests with scrub}}$ ) depicted a gradient of increasing cover by forests with well-developed woody understory, particularly conifer forests, which were most common in the northern and central parts of the country. The second PC ( $PC_{\text{Forests no scrub}}$ ) represented cover by forests without woody understory, also dominated by conifer forests and showing a spatial pattern similar to  $PC_{\text{Forests with scrub}}$ . The third PC expressed the cover by broadleaved forests ( $PC_{\text{Broadleaves}}$ ), which were most common in the northeast of the country. The fourth and fifth PC axes described gradients of increasing cover by eucalyptus plantations ( $PC_{\text{Eucalyptus}}$ ) and mixed forests ( $PC_{\text{Mixed}}$ ), respectively. The former were most prevalent along the coast, mainly in the northern coastal strip, whereas the latter were most common near the coast, and in the region around Lisbon. The sixth PC represented a decreasing proportion of permanent crops ( $PC_{\text{Permanent}}$ ), which were most common in the south

coast, the Guadiana valley, the region north of Lisbon and also the northeast. Woody linear habitats structures were most prevalent in the northern border of the country, as well as in specific locations south of the Tagus river (Fig. S1 in Online Resource 2).

#### Landscape effects on turtle doves

The multivariate GAM of the turtle dove prevalence explained 30.4 % of the total deviance, and included the positive effect of forests without understory ( $PC_{\text{Forests no scrub}}$ ), broadleaved forests ( $PC_{\text{Broadleaves}}$ ) and linear woody habitats, which were stronger for the former two variables (Fig. 4a, b, c). There was also a strongly nonlinear effect (5.8 estimated degrees of freedom) of permanent crops ( $PC_{\text{Permanent}}$ ), suggesting a sudden increase in turtle dove abundance in landscapes with more than 40 % of this cover type (Fig. 4d). However, this section of the response curve was supported by few transects (Fig. 4d). There was no significant spatial autocorrelation in the residuals of the GAM model (Fig. 2b, Table 3), and inspection of diagnostic plots of residuals did not point to any significant problem.

#### Discussion

##### Turtle dove abundance patterns

This study showed that turtle doves are unevenly distributed in continental Portugal, with the highest abundances in the north- and central-eastern regions, and smaller abundance peaks in the areas around Lisbon and along the Guadiana valley in the south-east. These patterns are largely similar to those obtained in the recent Atlas of breeding birds in Portugal (Equipa Atlas 2008), which was based on a far more exhaustive spatial cover, though not specifically directed at any particular species. The matching of ours and the Atlas results suggest that the simple sampling protocol used herein, associated with spatial interpolation using kriging, offers a consistent picture of the turtle dove abundance patterns and core breeding areas, thus providing a basis for the regular monitoring of this declining species. Specifically, we suggest that a monitoring scheme for turtle doves in Portugal and eventually elsewhere, could be based on a network of permanent transects about 20 km long, where the prevalence of turtle doves should be estimated from point counts spaced at about 1-km intervals, sampled on a single occasion during the first 2–3 h after sunrise. The best sampling period should be the subject of further research, because recent data suggested that peak vocal activity occurs from mid-May to mid-June (S. Dias, unpublished data), though May might be favoured to allow consistency and thus comparability with the baseline established by this study (Calladine et al. 1999). Prevalence may be



**Table 2** Factor loadings and eigenvalues after a varimax normalized rotation, of axes with eigenvalues >1.0 extracted by a PCA of landscape variables, and the proportion of variance accounted for by each axis

Variable	PC <sub>Forests with scrub</sub>	PC <sub>Forests no scrub</sub>	PC <sub>Broadleaves</sub>	PC <sub>Eucalyptus</sub>	PC <sub>Mixed</sub>	PC <sub>Permanent</sub>
Agriculture	-0.58	-0.58	-0.37	-0.23	-0.19	-0.12
Grassland	-0.52	-0.35	0.08	-0.31	-0.25	0.30
Annual crops	-0.49	0.05	-0.05	0.04	-0.05	0.04
Permanent crops	-0.13	-0.17	-0.17	-0.11	-0.11	<b>-0.91</b>
Oak savannas	-0.28	-0.54	-0.45	-0.04	-0.01	0.33
Forest	0.56	0.53	0.29	0.40	0.30	0.19
Forest with scrub	<b>0.88</b>	0.07	0.32	0.18	0.16	0.12
Forest without scrub	-0.12	<b>0.78</b>	0.17	0.43	0.30	0.15
Conifers	0.59	<b>0.76</b>	0.04	0.00	0.09	0.13
Conifers with scrub	<b>0.84</b>	0.33	0.14	-0.04	0.02	0.13
Conifers without scrub	0.00	<b>0.90</b>	-0.08	0.06	0.09	0.06
Broadleaves	0.15	-0.01	<b>0.96</b>	-0.07	0.09	0.07
Broadleaves with scrub	0.27	-0.15	<b>0.85</b>	-0.08	0.05	0.06
Broadleaves without scrub	-0.05	0.17	<b>0.83</b>	-0.07	0.08	0.06
Eucalyptus	0.09	0.13	-0.14	<b>0.97</b>	0.02	0.04
Eucalyptus with scrub	0.46	-0.16	-0.08	<b>0.71</b>	-0.05	-0.06
Eucalyptus without scrub	-0.19	0.30	-0.14	<b>0.83</b>	0.03	0.11
Mixed	0.36	0.11	0.05	0.04	<b>0.90</b>	0.06
Mixed with scrub	0.60	-0.17	0.03	0.07	<b>0.65</b>	0.05
Mixed without scrub	-0.09	0.39	0.06	-0.04	<b>0.81</b>	0.04
Scrublands	0.12	0.39	0.55	-0.22	-0.28	0.06
Eigenvalues	3.96	3.69	3.31	2.76	2.31	1.19
% variance	18.8	17.6	15.6	13.1	11.0	5.7

Values in bold indicate factor loadings  $\geq |0.65|$

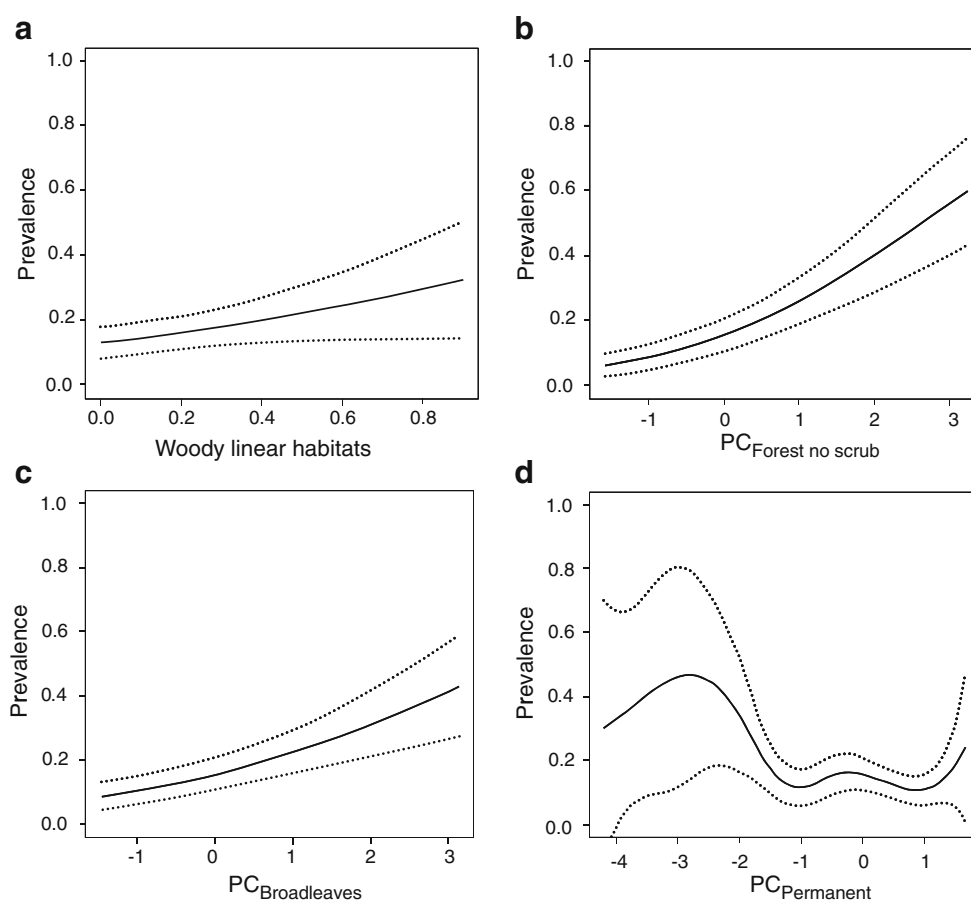
used as an index of breeding population size instead of actual turtle dove counts, as the two metrics were found to be highly correlated, and the former is likely to be less prone to observer biases. Implementing this management scheme would contribute to fulfil one of the requirements of the turtle dove management plan at European level (Lutz and Jensen 2007). Comparable cost-effective methods have been successfully used in dove monitoring programs, including, for instance, North America (Mourning dove call-count survey; Dolton and Rau 2005) and France (Boutin et al. 2001). More generally, transect data and spatial interpolation have been successfully used in other large scale and long term studies such as the North American Breeding Bird Survey (Sauer et al. 2011), providing a solid basis to generate maps of relative species abundances (Bahn and McGill 2007).

#### Landscape effects on turtle doves

Turtle doves in Portugal appeared to be strongly influenced by landscape composition, with the highest abundances associated with conifer plantations without woody understory, broadleaved forests, and permanent crops, and with high density of woody linear habitats. The positive association to these land

cover categories provided information on the types of land uses and landscape configurations that are favoured by the turtle dove. Conifer forests corresponded primarily to vast areas of maritime pine plantations in Northern and Central Portugal, where the absence of woody understory mostly results from management treatments to reduce fire hazard (Fernandes and Rigolot 2007). Broadleaved forests were primarily stands dominated by *Quercus* species, which usually are strongly fragmented and embedded in complex mosaic landscapes with scrubland and pastures (e.g., Moreira et al. 2001). Permanent crops were mostly olive groves and other orchards, which typically have an herbaceous understory. Woody linear habitats were mostly tree lines, hedgerows and riparian galleries, which are often associated with farmland landscapes where they are the main arboreal habitats. The study thus highlighted the preference of turtle doves for forests and agricultural landscapes with trees, including for instance orchards and arable land with riparian galleries and arboreal hedgerows, which is in line with previous research in Portugal (see Catry et al. 2010 for a review) and elsewhere (Rouxel 2000; Browne and Aebischer 2003; Martinez 2004; Bakaloudis et al. 2009; Buruaga et al. 2012; Hanane 2012). However, results from this and other studies contrast to some extent with the conventional view that the

**Fig. 4** Predicted values and 95 % CI (solid and dotted lines, respectively) of turtle dove prevalence in continental Portugal as a function of the variables entering in the final GAM: **a** Woody linear habitats; **b**  $PC_{\text{Forest no scrub}}$ ; **c**  $PC_{\text{broadleaves}}$ ; and **d**  $PC_{\text{Permanent}}$ . To estimate the curve for each variable the other variables were kept constant at their mean values



turtle dove is mainly a farmland species (BirdLife International 2004), suggesting instead that in the Mediterranean region the species may thrive over a wide range of habitat types (Peiró 1990; Rocha and Hidalgo 2002; Camprodon and Brotons 2006; Bakaloudis et al. 2009; Hanane and Baamal 2011; Buruaga et al. 2012; Hanane 2012).

The association of turtle doves with arboreal habitats was probably driven to a large extent by their breeding requirements, as the species mostly uses trees and tall shrubs for nesting (Nankinov 1994; Browne and Aebischer 2004; Camprodon and Brotons 2006; Bakaloudis et al. 2009;

Hanane 2012). However, habitats such as eucalyptus plantations, conifer plantations with woody understory, and mixed forests did not show any positive effect, suggesting that additional factors influenced the use of arboreal habitats by the turtle dove. A key factor was probably the availability of feeding resources close to nesting areas, as turtle doves are known to require mosaic landscapes where they can breed in arboreal habitats while foraging in nearby crops and grasslands (Browne and Aebischer 2004; Barbaro et al. 2007). This probably justifies the strong positive association of turtle doves with conifer plantations without woody understory, as these habitats can probably provide a suitable combination of secure nesting sites and food resources in the herbaceous understory. Seemingly, the positive responses to permanent crops could be due to the suitable nesting conditions in fruit trees, together with the favourable feeding conditions available in the herbaceous understory layer (Hanane and Baamal 2011; Hanane 2012). Understory effects could not be demonstrated for broadleaved forests, however, because the high correlation between cover by stands with and without woody understory made it impossible to disentangle the unique effects of each of these forest types. The avoidance of forest stands with dense woody understory by turtle doves was already reported in other studies carried out in the Iberian Peninsula (Santos et al.

**Table 3** Model relating turtle dove prevalence in continental Portugal to landscape variables (GAM with a logit link function)

Parametric coefficients	Estimate	<i>t</i> value	<i>p</i> value
(intercept)	$-1.76 \pm 0.11$		<0.0001
Smooth terms	edf	F	<i>p</i> value
s (woody linear habitats)	1.000	5.88	0.016
s ( $PC_{\text{Forests no scrub}}$ )	1.000	32.53	<0.0001
s ( $PC_{\text{Broadleaves}}$ )	1.000	19.70	<0.0001
s ( $PC_{\text{Permanent}}$ )	5.826	2.29	0.039

Deviance explained = 30.4 %, GVC score = 4.45

edf = estimated degrees of freedom

2002; Camprodon and Brotons 2006; Buruaga et al. 2012) and in Greece (Bakaloudis et al. 2009).

In contrast to forested landscapes, one of the key limiting factors for turtle doves in open farmland landscapes is probably the availability of suitable nesting sites (Aubineau and Boutin 1998; Browne and Aebischer 2005). In fact, turtle doves in these landscapes seem to be highly dependent on the presence of hedgerows and riparian galleries for nesting, while feeding in adjacent farmland habitats (Browne and Aebischer 2003, 2005; Dunn and Morris 2012). These observations possibly justify the strongly positive effects of woody linear habitats on the abundance of turtle doves in Portugal. Unlike northern Europe, where turtle doves often breed in tall and thorny bushes (e.g., hawthorn *Crataegus monogyna*) (Browne and Aebischer 2003; Dunn and Morris 2012), scrub may generally provide inadequate nest support in Mediterranean farmland, because the stature of shrubs dominating secondary shrublands (e.g., *Cistus*, *Ulex*, *Lavandula*, *Genista*, *Retama*) tends to be low and is thus unsuitable for most forest birds (Rey-Benayas et al. 2010).

Despite the value of the modelling exercise carried out in this study, the best GAM model explained only a relatively small part (ca. 30 %) of spatial variation in the abundance patterns of the turtle dove in Portugal. To account for this unexplained variation, future studies should include other important factors such as for instance climate variables which are known to play a key role in bird species distributions (e.g., Triviño et al. 2011). Also, modelling should consider fragmentation metrics in addition to the landscape composition variables used in this study, as there is increasing evidence that habitat fragmentation may play an important role in determining large scale species distributions (Reino et al. 2013). Finally, distribution models might be improved by including local features related for instance to microclimate, woody vegetation structure, or the availability and distribution of feeding habitats, which were unaccounted for in our study (Browne and Aebischer 2003, 2004; Bakaloudis et al. 2009). Overall, further research should thus combine a wider range of factors operating at several spatial scales, thereby gaining a better understanding on the causality of turtle dove abundance patterns.

### Conservation implications

In line with previous studies (Bakaloudis et al. 2009; Buruaga et al. 2012), our findings suggest that one of the critical habitats for Mediterranean turtle doves are conifer plantations with low cover by understory shrubs, which presently are at risk from the increasing frequency, extent and intensity of wildfires in the Mediterranean region (Moreira et al. 2011). These habitats are also threatened by management neglect, which results in rapid development of a dense woody understory layer (Santana et al. 2011),

strongly increasing fire hazard (Moreira et al. 2011) and making forests largely unsuitable for turtle doves and other ground-feeding and granivore bird species (Camprodon and Brotons 2006; Santana et al. 2012). In these circumstances, silvicultural treatments aimed at reducing fire hazard may be positive for turtle doves, as they often involve the removal of shrubs and small trees from the forest understory (Santana et al. 2011), thus promoting the development of the herbaceous layer (Porto et al. 2011). These fuel reduction treatments may have positive side effects for a wide range of organisms, though care should be taken to maintain untreated patches to protect late-successional forest species (Porto et al. 2011; Santana et al. 2011, 2012; Verdasca et al. 2012).

Large-scale shrub encroachment resulting from land abandonment seems also to be a problem in Portugal and elsewhere in the Mediterranean region, particularly in landscapes formerly devoted to extensive agriculture and agroforestry (Moreira and Russo 2007; Stoate et al. 2009; Bugalho et al. 2011), where it leads to the loss of landscape heterogeneity and declines in grassland habitats required by turtle doves for feeding. In Portugal, this process affects, for instance, a range of extensive olive groves and other permanent crops, thereby reducing the quality of a habitat strongly favoured by turtle doves. Land abandonment and subsequent scrub encroachment also promotes the occurrence of large wildfires, thereby reducing forest cover and thus the turtle dove nesting sites (Silva et al. 2011). Preventing or even reverting land abandonment trends is complex, but the problem may be minimised at least locally through financial incentives such as the agri-environment schemes, which support the maintenance of extensive agricultural practices (Stoate et al. 2009). The requirements of the turtle dove should thus be duly considered when designing and implementing agri-environment schemes.

In contrast to land abandonment, agriculture intensification promotes landscape homogenization through the removal of non-agricultural habitats such as hedgerows and riparian galleries, which are critical for the turtle dove persistence in farmland landscapes (Aubineau and Boutin 1998; Browne and Aebischer 2005; Buruaga et al. 2012). Regulatory frameworks may be required to halt this loss of woody linear habitats, while financial incentives such as the agri-environment schemes could contribute for recreating these features in intensively used landscapes where they have been lost in the past (Stoate et al. 2009). Besides favouring turtle dove habitats, these prescriptions could be positive for a wide range of farmland birds (Hinsley and Bellamy 2000), though care should be taken to avoid impacts on some farmland bird species of conservation concern which have a strongly negative response to woody edges (Reino et al. 2009).

In general, our results support the view that the turtle dove populations may occur over a wide range of forest and



agricultural landscapes. However, their persistence is conditional on the maintenance of either grassland patches or herbaceous understory layers in forested landscapes, and on the maintenance of tree lines, hedgerows or riparian galleries in otherwise open farmland. The species thus seems to be highly vulnerable to the ongoing dual trends of land abandonment and intensification that prevail in the Mediterranean region, thereby requiring policies and regulations promoting heterogeneity in forest and farmland landscapes. Besides protecting the turtle dove, these policies and regulations would have wider benefits for Mediterranean biodiversity (Moreira and Russo 2007; Stoate et al. 2009).

**Acknowledgements** This study was funded by the Portuguese Foundation for Science and Technology (FCT), through the project POCTI/BSE/41067/2001, and grants to LG (SFRH/BD/64645/2009) and LR (SFRH/BPD/62865/2009). Thanks are due to António Barreto, António Melo, José Filipe Barreto, Miguel Rodrigues, Elsa Fernandes, Ana Delgado, Pedro Rocha and Gonçalo Pessoa for help in the field work. Rui Borralho and David Gonçalves provided useful comments for the design of this study. We thank the thoughtful comments to the manuscript by Pelayo Acevedo and three anonymous referees.

## References

- APA (2012) Atlas do Ambiente. Agência Portuguesa de Ambiente. <http://sniamb.apambiente.pt/webatlas>. Accessed 19 June 2012
- Atlas E (ed) (2008) Atlas das aves nidificantes em Portugal (1999–2005). Assirio & Alvim, Lisboa
- Aubineau J, Boutin JM (1998) L'impact des modalités de gestion du maillage bocager sur les colombidés nicheurs dans l'ouest de la France. *Gibier Faune Sauvage. Game Wildl Science* 15 (Hors série Tome 1):55–63
- Bahn V, McGill BJ (2007) Can niche-based distribution models outperform spatial interpolation? *Global Ecol Biogeogr* 16:733–742
- Bakaloudis DE, Vlachos CG, Chatzinikos E, Bontzorlos V, Papakosta M (2009) Breeding habitats preferences of the turtledove (*Streptopelia turtur*) in the Dadia-Soufli National Park and its implications for management. *Eur J Wildl Res* 55:597–602
- Barbaro L, Rossi J-P, Vetillard F, Nezan J, Jactel H (2007) The spatial distribution of birds and carabid beetles in pine plantation forests: the role of landscape composition and structure. *J Biogeogr* 34:652–664
- Besnard A, Novoa C, Gimenez O (2010) Hunting impact on the population dynamics of Pyrenean grey partridge *Perdix perdix hispaniensis*. *Wildl Biol* 16:135–143
- Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA, Mustoe SH (2000) Bird census techniques, 2nd edn. Academic Press, London
- BirdLife International (2004) Birds in the European Union: A status assessment. Wageningen, BirdLife International
- Bjornstad O (2009) ncf: spatial nonparametric covariance functions. R package version 1.1-3. <http://CRAN.R-project.org/package=nfc>. Accessed 20 April 2010
- Bjornstad O, Falck W (2001) Nonparametric spatial covariance functions: estimation and testing. *Environ Ecol Stat* 8:53–70
- Boukhemza-Zemmouri N, Belhamra M, Boukhemza M, Doumandji S, Voisin JF (2008) Biologie de reproduction de la Tourterelle des bois *Streptopelia turtur arenicola* dans le Nord de l'Algérie. *Alauda* 76:207–222
- Boutin JM, Barbier L, Roux D (2001) Suivi des effectifs nicheurs d'Alaudidés, colombidés et Turdidés en France: le programme ACT. *Alauda* 69:53–61
- Bro E, Reitz F, Clobert J, Migot P, Massot M (2001) Diagnosing the environmental causes of the decline in Grey Partridge *Perdix perdix* survival in France. *Ibis* 143:120–132
- Browne SJ, Aebischer NJ (2003) Habitat use, foraging ecology and diet of Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain. *Ibis* 145:572–582
- Browne SJ, Aebischer NJ (2004) Temporal changes in the breeding ecology of Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain, and implications for conservation. *Ibis* 146:125–137
- Browne SJ, Aebischer NJ (2005) Studies of West Palaearctic birds: turtle dove. *Brit Birds* 98:58–72
- Bugalho MN, Caldeira MC, Pereira JS, Aronson JJ, Pausas JG (2011) Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Front Ecol Environ* 9:278–286
- Buruaga MF, Onrubia A, Fernandez-Garcia JM, Campos MA, Canales F, Unamuno JM (2012) Breeding habitat use and conservation status of the turtle dove *Streptopelia turtur* in Northern Spain. *Ardeola* 59:291–300
- Calladine J, Buner F, Aebischer NJ (1999) Temporal variations in singing activity and the detection of turtle doves *Streptopelia turtur*: implications for surveys. *Bird Study* 46:74–80
- Camprodon J, Brotons L (2006) Effects of undergrowth clearing on the bird communities of the Northwestern Mediterranean coppice holm oak forest. *Forest Ecol Manag* 221:72–82
- Catry P, Costa H, Elias G, Matias R (2010) Aves de Portugal. Ornitologia no território Continental, Assirio & Alvim, Lisboa
- Direção Nacional de Gestão Florestal (2010) Relatório Final do 5º Inventário Florestal Nacional. Autoridade Florestal Nacional. <http://www.icnf.pt/portal/florestas/ifn>. Accessed 27 December 2012
- R Development Core Team (2011) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org>. Accessed 24 September 2011
- Dias S, Fontoura AP (1996) A dieta estival da rola-brava (*Streptopelia turtur*) no sul de Portugal. *Revista Florestal* 9:227–241
- Dolton DD, Rau RD (2005) Mourning dove breeding population status, 2005. U.S. Fish and Wildlife Service, Laurel
- Dunn JC, Morris AJ (2012) Which features of UK farmland are important in retaining territories of the rapidly declining Turtle dove *Streptopelia turtur*? *Bird Study* 59:394–402
- Eraud C, Boutin J-M, Riviere M, Brun J, Barbraud C, Lormé H (2009) Survival of turtledoves *Streptopelia turtur* in relation to western Africa environmental conditions. *Ibis* 151:186–190
- ESRI (2005) ArcGIS 9.1 – Environmental Systems Research Institute Red Lands, California
- Feranec J, Jaffrain G, Soukup T, Hazeu G (2010) Determining changes and flows in European landscapes 1990–2000 using CORINE land cover data. *Appl Geogr* 30:19–35
- Fernandes P, Rigolot E (2007) The fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecol Manag* 241:1–13
- Fontoura AP, Dias S (1996) Productivity of a turtle dove (*Streptopelia turtur*) population in the northwest of Portugal. In: Botev N (ed) The game and the man. Proceedings of the XXII Congress of the IUGB, Sofia, Bulgaria, pp 1–6
- Freire S, Santos T, Tenedório JA (2009) Recent urbanisation and landuse/land cover change in Portugal – the influence of coastline and coastal urban centers. *J Coast Res* 56:1499–1503
- Goovaerts P (1997) Geostatistics for natural resources evaluation. Oxford University Press, New York
- Hanane S (2012) Do age and type of plantings affect turtle dove *Streptopelia turtur* nest placement in olive agro-ecosystems? *Ethol Ecol Evol* 24:284–293
- Hanane S, Baamal L (2011) Are Moroccan fruit orchards suitable breeding habitats for Turtle Doves *Streptopelia turtur*? *Bird Study* 58:57–67

- Hermant D, Frochot B (1997) Habitat de reproduction et densité de Turdinae et de Columbidae en Côte-D'Or (France). *Gibier Faune Sauvage* 14:49–64
- Hinsley SA, Bellamy PE (2000) The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. *J Environ Manage* 60:33–49
- INE (2010) Recenseamento agrícola 2009: dados preliminares. Instituto Nacional de Estatística. <http://www.ine.pt>. Accessed 26 December 2012
- Jarry G (1994) Turtle dove *Streptopelia turtur*. In: Tucker GM, Heath MF (eds) *Birds in Europe: Their conservation status*. Birdlife International, Cambridge, pp 320–321
- Legendre P, Legendre L (1998) *Numerical ecology*, 2nd edn. Elsevier, Amsterdam
- Lutz M, Jensen FP (2007) Management Plan for turtle dove (*Streptopelia turtur*). 2007–2009. Technical Report-007-2007. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg
- Machado AL, Brito JC, Medeiros V, Leitão M, Moutinho C, Jesus A, Ferrand Y, Gonçalves D (2008) Distribution and habitat preferences of Eurasian woodcock *Scolopax rusticola* in S. Miguel island (Azores) during the breeding season. *Wildl Biol* 14:129–137
- Martinez B (2004) Tortola, *Streptopelia turtur*. In: Madroño A, Gonzalez C, Atienza JC (eds) *Libro rojo de las aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/Birdlife, Madrid, pp 281–285
- Maurer BA (1994) *Geographical population analysis: Tools for the analysis of biodiversity*. Blackwell Science, Oxford
- Moreira F, Russo D (2007) Modelling the impact of agricultural abandonment and wildfires on vertebrate diversity in Mediterranean Europe. *Landscape Ecol* 22:1461–1476
- Moreira F, Ferreira S, Rego F, Bunting S (2001) Landscape changes and breeding bird assemblages in northwestern Portugal: the role of fire. *Landscape Ecol* 16:175–187
- Moreira F, Viedma O, Arianoutsou M, Curt T, Koutsias N, Rigolot E, Barbati A, Corona P, Vaz P, Xanthopoulos G, Mouillot F, Bilgili E (2011) Landscape–wildfire interactions in southern Europe: implications for landscape management. *J Environ Manage* 92:2389–2402
- Nankinov D (1994) The breeding biology of the turtle dove (*Streptopelia turtur*) in Bulgaria. *Gibier de Faune Sauvage* 11:156–165
- PECBMS (2009) The state of Europe's common birds, 2008. CSO/RSPB, Prague
- Peiró V (1990) Aspectos de la reproducción de la Tórtola Común (*Streptopelia turtur*) en Madrid. *Mediterránea Ser Biol* 12:89–96
- Porto M, Correia O, Beja P (2011) Long-term consequences of mechanical fuel management for the conservation of Mediterranean forest herb communities. *Biodiv Cons* 20:2669–2691
- Reino L, Beja P, Osborne PE, Morgado R, Fabião A, Rotenberry JT (2009) Distance to edges, edge contrast and landscape fragmentation: interactions affecting farmland birds around forest plantations. *Biol Cons* 142:824–838
- Reino L, Beja P, Araújo MB, Dray S, Segurado P (2013) Does local habitat fragmentation affect large-scale distributions? The case of a specialist grassland bird. *Divers Distrib* 10.1111/ddi.12019
- Rey-Benayas JM, Galván I, Carrascal LM (2010) Differential effects of vegetation restoration in Mediterranean abandoned cropland by secondary succession and pine plantations on bird assemblages. *Forest Ecol Manag* 260:87–95
- Rocha G, Hidalgo SJ (2002) La tórtola común *Streptopelia turtur* — análisis de los factores que afectan a su status. Servicio de Publicaciones de Universidad de Extremadura, Cáceres
- Rouxel R (2000) La tourterelle des bois (*Streptopelia turtur*): synthèse de données bibliographiques en Europe orientale. *Bulletin de liaison et d'information d'OMPO* Octobre 22:5–15
- Santana J, Porto M, Reino L, Beja P (2011) Long-term understory recovery after mechanical fuel reduction in Mediterranean cork oak forests. *Forest Ecol Manag* 261:447–459
- Santana J, Porto M, Gordinho L, Reino L, Beja P (2012) Long-term responses of Mediterranean birds to forest fuel management. *J Appl Ecol* 49:632–643
- Santos T, Telleria JL, Carbonell R (2002) Bird conservation in fragmented Mediterranean forest of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation. *Biol Cons* 105:113–125
- Sauer JR, Hines JE, Fallon JE, Pardieck KL, Ziolkowski Jr DJ, Link WA (2011) The North American Breeding Bird Survey, Results and Analysis 1966–2010. Version 12.07.2011 USGS Patuxent Wildlife Research Center. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/bbs/>. Accessed 25 November 2012
- Seoane J, Bustamante J, Diaz-Delgado R (2004) Competing roles for landscape, vegetation topography and climate in predictive models of bird distribution. *Ecol Model* 171:209–222
- Silva J, Vaz P, Moreira F, Catry F, Rego F (2011) Wildfire as a major driver of landscape dynamics in three fire-prone areas of Portugal. *Landscape Urban Plan* 101:349–358
- Stoate C, Báldi A, Beja P, Boatman ND, Herzog I, van Doorn A, de Snoo GR, Rakosy L, Ramwell C (2009) Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – a review. *J Environ Manage* 91:22–46
- Triviño M, Thuiller W, Cabeza M, Hickler T, Araújo MB (2011) The contribution of vegetation and landscape configuration for predicting environmental change impacts on Iberian birds. *PLoS One* 6:e29373. doi:10.1371/journal.pone.0029373
- Verdasca MJ, Leitão AS, Santana J, Porto M, Dias S, Beja P (2012) Forest fuel management as a conservation tool for early successional species under agricultural abandonment: the case of Mediterranean butterflies. *Biol Cons* 146:14–23
- Webster R, Olivier M (2001) *Geostatistic for environmental scientists*. John Wiley and Sons, New York
- Wood SN (2006) *Generalized additive models: An introduction with R*. Chapman and Hall/CRC Press, Boca Raton, FL
- Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA, Smith GM (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York



**XXX<sup>th</sup>**  
**IUGB CONGRESS**  
(International Union of Game Biologist)  
**AND PERDIX XIII**  
5<sup>th</sup>-9<sup>th</sup> SEPTEMBER 2011



## TRENDS IN TURTLE DOVE (*Streptopelia turtur*) BAG STATISTICS. IMPLICATIONS FOR MANAGEMENT.

SUSANA DIAS AND FRANCISCO REGO

Centre of Applied Ecology prof. Baeta Neves, School of Agriculture, Technical University of Lisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal.  
susanadias@isa.utl.pt

From the past three decades populations of european turtle dove, *Streptopelia turtur* are showing decrease trends in many member States of EU especially in Western Europe, which led to the attribution of unfavourable conservation status within EU. Game pressure was been recognised as one of the factors that negatively affect the European breeding population of turtles doves. In fact, birds from northern latitudes while migrating to (and from) Africa faces in the Mediterranean countries an ancient and strong hunting tradition.

Nevertheless the scarcity of information to properly assess the hunting pressure at national level limits the full implementation of the European management plan for this species (from 2007), that highlighted the need for rational hunting based on sound scientific knowledge. Portugal account for about 10% of 2-4 millions turtle doves that are shot annually. In this paper we used hunting bags statistics compiled by the Portuguese Forest Authority (AFN) from game estates to derive trends of harvested turtle doves over two decades. Trends were analysed with TRIM (Trends and Indices for Monitoring data) program that accounted for overdispersion, serial correlation and game estate area. The results revealed a significant decline of turtle dove harvested per unit area over the years (1989-2007) at national level ( $p < 0.01$ ). This negative trend was more evident in Algarve and Oeste, coastal regions where there is a traditional strong concentration of hunting results. At regional level these findings were related with estimated trends for the breeding population, changes in the number of hunters and in the type of hunting regime. Such differential hunting pressure in time and space will have implications on the annual recruitment specially were the analysis of hunting specimens reveals high records of juveniles and birds with physiological parameters non compatible with migration (e.g. low levels of fat and muscles reserves, moult in progress).

**2<sup>ème</sup> colloque COLOMBIDES**

**15-17 novembre 2010**

**Bordeaux**

**RESUME INTERVENTION S. DIAS – CEABN/ISA**

Titre : Quel est le statut de la Tourterelle des bois au Portugal ?

Title : What is the status of the European turtle dove in Portugal ?

Résumé/Abstract

Turtle doves occur in all mainland Portugal, although with an heterogeneous abundance pattern. The breeding population is more abundant in patchy landscapes north of Tagus river whereas in the south is less abundant and mostly confined to riverine habitats or nearby fragmented agro-forestry areas.

Scattered information suggested that the Portuguese turtle dove population undergone sustained declines in the last decades, like in many European countries. Therefore it was considered as a species with a conservation status (vulnerable) in Portugal until 2005. The analysis of the data obtained by a monitoring programme for the breeding population (1994-2004) implemented by the National Forest Authority confirmed this situation. At national level the declining trend was more evident during the first years of the programme showing a tendency for stabilization during the early 2000's. Significant negative trends occurred in regions traditionally important for the breeding populations.

More recent data collected under the Portuguese contribution (CAC programme) to the Pan-European Common Bird Monitoring Scheme suggest that the negative trend continues (declining of 40% in the last 5 years). Nevertheless, since 2005 *Streptopelia turtur* is classified as a Least Concern species according to the IUCN criteria in the Portuguese red-list of vertebrates.

Turtle doves are an important game species in Portugal that hunters can harvest annually from mid August until end September, marking the opening of the hunting season. The evolution of bag statistics from game estates (areas under special hunting regime) regarding this species revealed a significant decline over the years (1989-2007) at national level. This situation was more evident in southern regions where there is a traditional strong concentration of hunting results, mainly Algarve and Estremadura, both important also for the breeding population.

The implications and interactions of these findings to assess the current status of the turtle dove population in Portugal are discussed.

Mots-clés : Tourterelle des bois, prélèvements, tendance populationnel, Portugal

Key-words : Turtle dove abundance, game statistics, population trend, Portugal





